



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS
SANITARIOS MEDIANTE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA**

ALEJANDRO ZULUAGA MEZA

Ingeniero de Alimentos

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
MANIZALES, COLOMBIA
2019



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**EVALUATION OF THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES USING
HYDRODINAMIC CAVITATION**

ALEJANDRO ZULUAGA MEZA

Ingeniero de Alimentos

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
MANIZALES, COLOMBIA

2019

**EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS
SANITARIOS MEDIANTE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA**

ALEJANDRO ZULUAGA MEZA

Ingeniero de Alimentos

Trabajo de profundización presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ingeniería Ambiental

Director (a):

Ph.D., Luis Fernando Gutiérrez Mosquera. Universidad de Caldas.

Codirector (a):

Adela Londoño Carvajal. UN de Colombia sede Manizales

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
MANIZALES, COLOMBIA
2019

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiese sido posible sin la ayuda y colaboración de mi núcleo familiar, gracias por su apoyo y confianza.

También agradezco a los profesores PhD. Luis Fernando Gutiérrez Mosquera por su ayuda y dedicación, de igual forma a la profesora PhD. Sandra Montoya Barreto por haberme aceptado para realizar los ensayos en la planta de Bioprocesos de la Universidad de Caldas en la granja Tesorito y su grupo de trabajo.

Agradecimientos a la profesora Esp. Adela Londoño y su grupo de trabajo del programa de la Maestría en Ingeniería Ambiental por su apoyo y enseñanza.

A todas las personas que estuvieron relacionadas directa e indirectamente con este trabajo ellos saben quiénes son, por siempre muchas gracias.

RESUMEN

El aumento de la población en la era moderna ha llevado a un auge en la producción de bienes de consumo para suplir ciertas necesidades de la sociedad. Con esto se ha incrementado la generación de residuos sólidos, producto de estas actividades antropogénicas, estos residuos tienen como disposición final en su mayoría rellenos sanitarios, en estos rellenos se da una acumulación de residuos donde inciden las precipitaciones de lluvias generando una producción de lixiviados por percolación y arrastre de compuestos orgánicos e inorgánicos de estos residuos. Los lixiviados al tener una carga contaminante alta son sometidos a dos tipos de tratamientos, el primero se basa en la recirculación de los lixiviados al relleno sanitario en el cual se ha evidenciado disminución de su volumen por efectos de temperatura, pero contribuyen a la generación gases de efecto invernadero, además afectan la estructura de los rellenos por sobrecarga de lixiviados, la otra manera ha sido el tratamiento de lixiviados a través de sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales, los cuales en muchos casos no pueden llegar a ser eficientes debido a la compleja composición presentada por los lixiviados. La cavitación hidrodinámica surge como un proceso de oxidación avanzado al cual se le ha apostado debido a sus características por las cuales puede contribuir a degradar compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en los lixiviados por la generación de radicales libres. En los rellenos sanitarios de los municipios de La Dorada y Aguadas en el departamento de Caldas se presenta un sistema de recirculación en donde no se le da un tratamiento final a los lixiviados que se generan en estos. Mediante este trabajo se plantea realizar una evaluación de los lixiviados provenientes de estos rellenos sanitarios y su tratamiento mediante cavitación hidrodinámica, para esto se deben caracterizar los lixiviados y sacar parámetros óptimos de cavitación, en donde se obtuvo un tiempo óptimo de cavitación de 30 min aplicando una concentración de oxidante (H_2O_2) de 200 ppm, para así realizar un análisis tecno-económico donde se evaluó la técnica de cavitación hidrodinámica.

Palabras claves: Lixiviado, relleno sanitario, residuos sólidos, cavitación hidrodinámica y procesos de oxidación avanzada.

ABSTRACT

The increase in population in the modern era has led to a boom in the production of consumer goods, to meet certain needs of society. With this has increased the generation of solid waste product of these anthropogenic activities, these waste have as final disposal in the majority sanitary landfills, in these landfills there is an accumulation of waste where rainfall incidents occur generating a production of leachates by percolation and dragging organic and inorganic compounds from these residues. The leachates to have a high pollutant load are subjected to two types of treatments the first is based on the recirculation of leachate to the landfill in which it has been shown that due to temperature effects they evaporate reducing their volume but generating greenhouse gases , they also affect the structure of landfills due to leachate overload, the other way has been the treatment of leachates through conventional wastewater treatment systems, which in many cases can't be efficient due to the complex composition they have. the leachates. Hydrodynamic cavitation arises as an advanced oxidation process which has been bet on due to its characteristics by which it can contribute to degrade organic and inorganic compounds present in the leachate by the generation of free radicals. In the sanitary landfills of the municipalities of La Dorada and Aguadas in the department of Caldas, a recirculation system is presented where no leachate is generated. Through this work, an assessment of the leachate coming from these sanitary landfills and its treatment by hydrodynamic cavitation is proposed, for this purpose the leachates should be characterized and optimal cavitation parameters should be obtained, where an optimum cavitation time of 30 min was obtained by applying an oxidant concentration (H_2O_2) of 200 ppm, in order to perform a techno-economic analysis where the hydrodynamic cavitation technique was evaluated.

Keywords: Leachate, sanitary landfill, solid waste, hydrodynamic cavitation and advanced oxidation processes.

1. Tabla de contenido

RESUMEN	3
ABSTRACT	4
TABLA I SIMBOLOS	7
TABLA II ABREVIATURAS	8
LISTADO FIGURAS.....	9
LISTA DE TABLAS	10
LISTADO DE FOTOGRAFÍAS:	13
2. INTRODUCCIÓN	14
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	17
4. OBJETIVOS	20
4.1 OBJETIVO GENERAL:	20
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:.....	20
5. MARCO TEORICO	21
5.1 AGUA RESIDUAL Y SU TRATAMIENTO EN COLOMBIA	21
5.2 RESIDUOS SÓLIDOS.....	27
5.3 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS.....	31
5.4 SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS.....	33
5.5 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA	36
5.6 CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA.....	39
6. METODOLOGÍA	46
6.1 MUESTREO LIXIVIADOS	46
6.2 VARIABLES MEDIDAS EN LIXIVIADOS SIN TRATAMIENTO, CON APLICACIÓN DE TRATAMIENTO DE CAVITACIÓN HIDRÓDINAMICA Y CAVITACIÓN HIDRÓDINAMICA + OXIDANTE (H ₂ O ₂).	47
6.3 PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA.....	49

6.4	SELECCIÓN Y ANÁLISIS DE PARÁMETROS ÓPTIMOS	50
6.5	EVALUACIÓN TECNO-ECONÓMICA DEL PROCESOS DE CAVITACIÓN DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS	52
7.	RESULTADOS Y ANÁLISIS:	54
7.1	TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS MEDIANTE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA + OXIDANTE (H ₂ O ₂):	54
7.1.1	DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMOS DE CAVITACIÓN:	55
7.1.2	DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN ÓPTIMA DE OXIDANTE (H ₂ O ₂):	64
7.1.3	APLICACIÓN DE PARÁMETROS OPTIMIOS (TIEMPO DE CAVITACIÓN Y CONCENTRACIÓN ÓPTIMA DE OXIDANTE) EN LIXIVIADOS PROVENIENTES DEL RELLENO SANITARIO “LOS EUCALIPTOS” DEL MUNICIPIO DE AGUADAS EN CALDAS:	
	73	
7.1.4	ANÁLISIS TECNO-ECONÓMICO DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS A TRAVÉS DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA:	82
8.	CONCLUSIONES	90
9.	RECOMENDACIONES	92
10.	ANEXOS.....	93
10.1	ANEXO 1. IMÁGENES DE VISITA RELLENO SANITARIO “LA DORADITA” UBICADO EN EL MUNICIPIO DE LA DORADA, CALDAS. FUENTE PROPIA.....	93
10.2	ANEXO 2. CALCULO CARGA CONTAMINANTE.....	94
10.3	ANEXO 3. IMPORTANCIA AFECTACIÓN AMBIENTAL.....	95
10.4	ANEXO 4. CIRCUNSTANCIAS AGRAVANTES.....	96
11.	BIBLIOGRAFÍA	97

TABLA I SIMBOLOS

SÍMBOLOS	NOMBRE
C	Carbono
Ca ²⁺	Ión calcio
Cd	Cadmio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Fe ²⁺	Ión hierro
H	Hidrógeno
H ₂	Gas hidrógeno
H ₂ O	Agua
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrógeno
H ₂ S	Ácido sulfhídrico
HO ₂ [*]	Radical hidroperoxilo
Mg ²⁺	Ión magnesio
N	Nitrógeno
NH ₃	Amoniac
NH ₄ ⁺	Amonio
Ni	Níquel
NO ₃ ⁻	Ión nitrato
O ₂ [*]	Radical anión superóxido
O ₃	Ozono
OH [•]	Radical hidroxilo
Pb	Plomo
Po	Polonio
RO [*]	Radical alcoxilo
SO ₃	Trióxido de azufre
TiO ₂	Dióxido de titanio
Zn	Zinc

TABLA II ABREVIATURAS

ABREVIATURAS	NOMBRE
AGV	Ácidos grasos volátiles
CEA	Costo efectivo anual
COT	Carbono orgánico total
<i>Cvi</i>	Número de cavitación
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno
DBO ₅ /DQO	Índice biodegradabilidad
DQO	Demanda química de oxígeno
GEI	Gases de efecto invernadero
K	Velocidad de reacción o coeficiente cinético de reacción
MBRR	Reactor de biopelícula en movimiento
NT	Nitrógeno total
PGIRS	Plan de gestión integral de residuos sólidos
POA	Procesos de oxidación avanzada
ppm	Partes por millón
PT	Fosforo total
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
SBR	Reactores discontinuos de secuenciación
SS	Solidos solubles
SST	Solidos suspendidos totales
TIR	Tasa interna de recuperación
UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos
VPN	Valor presente neto

LISTADO FIGURAS

FIGURA 1. EJEMPLO DE INTEGRACIÓN DE TRENES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES TOMADO DE (NOYOLA ET AL., 2013).....	26
FIGURA 2. CONFIGURACIÓN FINAL DE UN RELLENO SANITARIO, TOMADO DE (RIVERA, 2011).....	29
FIGURA 3. CLASIFICACIÓN DE DIFERENTES PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA, TOMADO Y ADOPTADO DE (MIKLOS ET AL., 2018).	38
FIGURA 4. FORMACIÓN DE BURBUJAS EN UNA ZONA DE CAVITACIÓN EN LA CORRIENTE DE UN FLUIDO LÍQUIDO, TOMADO Y ADAPTADO DE (GAĞOL ET AL., 2018).....	41
FIGURA 5. CAVITADOR HIDRODINÁMICO.	49
FIGURA 6. ESQUEMA DEL PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA + OXIDANTE, CON LAS VARIABLES DE CONTROL Y VARIABLES DE RESPUESTA, FUENTE PROPIA.	51
FIGURA 7. DIAGRAMA DE FLUJO PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA	82

LISTA DE TABLAS

TABLA 1. CARGA DE CONTAMINACIÓN REMOVIDA EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES TOMADO Y ADAPTADO DE (IDEAM, 2015).	22
TABLA 2. SISTEMAS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, VENTAJAS Y DESVENTAJAS, TOMADO Y MODIFICADO DE (UNESCO, 2017).	23
TABLA 3. RELLENOS SANITARIOS DE CALDAS 2009, ADAPTADO DE (LONDOÑO CARVAJAL ET AL., 2014).	28
TABLA 4. PORCENTAJE DE COMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE PAÍSES SEGÚN LA CANTIDAD DE INGRESOS ECONÓMICOS, TOMADO Y ADAPTADO DE (KUMAR & SAMADDER, 2017).	29
TABLA 5. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS TÍPICAS DE UN LIXIVIADO, TOMADO DE (MORILLO LEÓN & FAJARDO, 2005).	32
TABLA 6. VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS A EVALUAR DE LOS LIXIVIADOS PROVENIENTES DE RELLENOS SANITARIOS Y SUS POSTERIORES TRATAMIENTOS.	47
TABLA 7. FOTOGRAFÍAS DE CARACTERIZACIÓN DE MUESTRAS DBO ₅ , DQO, COT, SST, FUENTE PROPIA.	52
TABLA 8. CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS.	54
TABLA 9. MUESTRA INICIAL + TIEMPOS DE CAVITACIÓN.	55
TABLA 10. PORCENTAJE DE REMOCIÓN EN LOS TIEMPOS DE CAVITACIÓN POR CADA VARIABLE DE RESPUESTA.	56
TABLA 11. PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA DBO ₅	56
TABLA 12. RESUMEN ESTADÍSTICO PARA % REMOCIÓN DBO ₅	56
TABLA 13. ANOVA PARA % REMOCIÓN DBO ₅ POR TIEMPO DE CAVITACIÓN. ...	57
TABLA 14. PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA % REMOCIÓN DBO ₅ POR TIEMPO DE CAVITACIÓN, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	57
TABLA 15. PRUEBA DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA DQO.	58
TABLA 16. RESUMEN ESTADÍSTICO % REMOCIÓN DQO.	58
TABLA 17. ANOVA PARA % REMOCIÓN DQO POR TIEMPO DE CAVITACIÓN. ...	58
TABLA 18. PRUEBAS DE MÚLTIPLES RANGOS PARA % DE REMOCIÓN DQO POR TIEMPO DE CAVITACIÓN, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	59
TABLA 19. PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA SST.	59
TABLA 20. RESUMEN ESTADÍSTICO PARA % REMOCIÓN SST.	60
TABLA 21. PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS PARA % REMOCIÓN SST POR TIEMPO DE CAVITACIÓN, ESTADÍSTICO = 1,14286 VALOR-P = 0,564718. ...	60
TABLA 22. PRUEBAS DE MÚLTIPLES RANGOS PARA % REMOCIÓN SST POR TIEMPO DE CAVITACIÓN, MÉTODO: 95,0% DUNCAN, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	61
TABLA 23. PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA COT.	61
TABLA 24. RESUMEN ESTADÍSTICO PARA % REMOCIÓN COT.	62

TABLA 25.	ANOVA PARA %REMOCIÓN COT POR TIEMPO DE CAVITACIÓN. ..	62
TABLA 26.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA %REMOCIÓN COT POR TIEMPO DE CAVITACIÓN, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	63
TABLA 27.	MEDICIÓN DE VARIABLES DE RESPUESTA CON APLICACIÓN DE OXIDANTE.	64
TABLA 28.	%REMOCIÓN PARA VARIABLES DE RESPUESTA CON APLICACIÓN DE OXIDANTE.	65
TABLA 29.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA DBO₅.	65
TABLA 30.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA %REMOCIÓN DBO₅.	65
TABLA 31.	ANOVA PARA %REMOCIÓN DBO₅ POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE.	66
TABLA 32.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA %REMOCIÓN DBO₅ POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	66
TABLA 33.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS DE PRUEBA DQO. ...	67
TABLA 34.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA %DE REMOCIÓN DQO.	67
TABLA 35.	ANOVA PARA %REMOCIÓN DQO POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE.	68
TABLA 36.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA %REMOCIÓN DQO POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	68
TABLA 37.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA SST.	68
TABLA 38.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA %DE REMOCIÓN SST.	69
TABLA 39.	ANOVA PARA %REMOCIÓN SST POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE	69
TABLA 40.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA %REMOCIÓN SST POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	70
TABLA 41.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA COT.	70
TABLA 42.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA %REMOCIÓN COT.	70
TABLA 43.	PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS PARA %REMOCIÓN COT POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE, ESTADÍSTICO = 1,14286 VALOR-P = 0,564718.	71
TABLA 44.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA %REMOCIÓN COT POR CONCENTRACIÓN OXIDANTE, MÉTODO: 95,0% DUNCAN, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	71
TABLA 45.	VARIABLES DE RESPUESTA	73
TABLA 46.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA DBO₅	73
TABLA 47.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA DBO₅.	74
TABLA 48.	ANOVA PARA DBO₅ POR TIPO DE MUESTRA.	74
TABLA 49.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA DBO₅ POR TIPO DE MUESTRA, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	75
TABLA 50.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA DQO.	75
TABLA 51.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA DQO.	75

TABLA 52.	ANOVA PARA DQO POR TIPO DE MUESTRA.....	76
TABLA 53.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA DQO POR TIPO DE MUESTRA, MÉTODO: 95,0 % TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	77
TABLA 54.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA SST.	77
TABLA 55.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA SST.	78
TABLA 56.	ANOVA PARA SST POR TIPO DE MUESTRA.	78
TABLA 57.	PRUEBAS DE MÚLTIPLES RANGOS PARA SST POR TIPO DE MUESTRA, MÉTODO: 95,0% TUKEY HSD, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	79
TABLA 58.	PRUEBAS DE NORMALIDAD PARA RESIDUOS PRUEBA COT.	79
TABLA 59.	RESUMEN ESTADÍSTICO PARA COT.	79
TABLA 60.	PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS PARA COT POR TIPO DE MUESTRA, ESTADÍSTICO = 3,82222 VALOR-P = 0,147916.....	80
TABLA 61.	PRUEBAS DE MÚLTIPLE RANGOS PARA COT POR TIPO DE MUESTRA, MÉTODO: 95,0 % DUNCAN, * INDICA UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA.	80
TABLA 62.	COSTO ENERGÉTICO OPERACIÓN CAVITADOR HIDRODINÁMICO	83
TABLA 63.	COSTO EFECTIVO ANUAL DE UN TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIOS POR CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA.....	84
TABLA 64.	MONTO CARGA NETA VERTIDA DBO5 Y SST	85
TABLA 65.	FLUJO DE CAJA PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA.	87
TABLA 66.	CÁLCULO VPN Y TIR.....	88

LISTADO DE FOTOGRAFÍAS:

- FOTOGRAFÍA 1.**CAVITADOR HIDRODINÁMICO TEK-1SL, FUENTE PROPIA.... **50**
FOTOGRAFÍA 2. IMÁGENES DE VISITA RELLENO SANITARIO “LA DORADITA”
UBICADO EN EL MUNICIPIO DE LA DORADA, CALDAS. FUENTE PROPIA. **93**

2. INTRODUCCIÓN

El estímulo que vienen teniendo varias de las diferentes economías mundiales basadas en los estilos de vida donde prima el alto de consumo de bienes y servicios, ha dejado como consecuencia el aumento en la generación de residuos sólidos que se enmarca como el símbolo más ineficiente de estas economías, dado al mal manejo en la utilización de recursos naturales por las altas demandas en la producción de nuevos productos (Foo & Hameed, 2009; Moya et al., 2017; Song et al., 2015), por tal razón se proyecta un aumento en la generación de residuos los cuales para 2013 eran cerca de 13 billones de toneladas y para el año 2050 se esperan cerca de 27 billones de toneladas en total (Albores et al., 2016).

Actualmente en el departamento de Caldas se vienen generando 568,5 ton/día y disponiendo 402,35 ton/día de residuos sólidos (Corpocaldas, 2010; Londoño et al., 2014), los cuales se disponen en su mayoría en los rellenos sanitarios existentes en el departamento. Los residuos sólidos se consideran como objetos o materiales los cuales se disponen luego de ser consumidos o utilizados en diferentes tipo de actividades de origen antropogénico, durante su disposición en los rellenos sanitarios se pueden clasificar en aprovechables y no aprovechables (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000).

En este proceso se genera una producción de lixiviados como consecuencia de la percolación del agua en los diferentes sistemas de rellenos sanitarios arrastrando los líquidos residuales obtenidos de la transformación biológica de los compuestos orgánicos o biodegradables bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas (Barba et al., 2010; Kurniawan et al., 2006).

Este tipo de lixiviado proveniente de relleno sanitario cuenta con una alta carga contaminante que generan algunas dificultades a la hora de su tratamiento, esto dependerá de por lo general del tipo de residuos que se dispongan, temperatura, humedad, calidad y cantidad de agua que percola en los residuos, la edad del relleno sanitario definirá el pH del lixiviado si es ácido a básico, se podrán encontrar algunos compuestos orgánicos, compuestos nitrogenados y fosfatados, ácidos fúlvicos y húmicos, metales pesados (Cd, Ni,

Zn, Cu, Cr, Po, Me) y sales inorgánicas (Mendoza & López, 2004; Ocampo et al., 2016; Perea, 2015).

Los tratamientos de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios se asemejan a la depuración de aguas residuales, pero se diferencia en la alta carga orgánica e inorgánica que estos llegan a tener, por ende varían aspectos técnicos y económicos para llevar a cabo el tratamiento más adecuado, que en general su tratamiento se realiza por medio de transferencia de lixiviados, biodegradación y métodos fisicoquímicos (Kurniawan et al., 2006; Renou et al., 2008).

Recientemente se ha dado el estudio de los procesos de oxidación avanzada (POA) los cuales se caracterizan generar especies oxidantes fuertes como el radical hidroxilo $\text{OH}\cdot$, que contribuyen a la mineralización de componentes orgánicos y la oxidación de compuestos inorgánicos presentes en aguas residuales como alternativa a los procesos de tratamiento convencionales cuando estos pierden eficiencia (Bastidas & Castro, 2004; Castañeda, 2014; Urkiaga et al., 2005).

La cavitación surge como un fenómeno físico que se ha dado en maquinaria rotatoria, inyectores y otros dispositivos hidráulicos, observada por Parsons en el siglo XIX, quien evidenció la formación, crecimiento y colapso de burbujas en un líquido liberando gran cantidad de energía en un lugar reducido (Núñez, 2011; Petkovšek et al., 2015), debido a la caída de la presión local por debajo de la presión de vapor del líquido, esto conlleva a la formación de cavidades o pequeñas burbujas de vapor de agua, las cuales contribuyen a la degradación de compuestos orgánicos e inorgánicos (Jung et al., 2014), este fenómeno se puede clasificar en cuatro tipos dependiendo de su generación como lo son la cavitación por ultrasonido utilizando ondas sonoras, cavitación hidrodinámica producida por variaciones de presión, cavitación óptica producida por fotones de luz y la cavitación por partículas producida por un haz de partículas elementales (Gogate, 2002).

El proceso de Cavitación Hidrodinámica se lleva a cabo en un reactor conocido como Cavitador Hidrodinámico, por lo general cuenta con una sección constreñida que varía según su diseño donde se acopla una válvula de estrangulación, placas de orificios o el más común un tubo Vénturi, en esta sección es por donde se conduce el líquido generando un

aumento en su energía cinética debido a la reducción del área de flujo y por consiguiente disminución de presión, generando microburbujas las cuales colapsan e implotan, alcanzando temperaturas y presiones muy altas en cuestión de microsegundos (Mandar P. Badve et al., 2014; Gogate & Pandit, 2005).

En el presente trabajo se realizó una profundización con referencia al estudio de una tecnología emergente de oxidación avanzada para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, como lo es la cavitación hidrodinámica en conjunto con un proceso de oxidación, donde se utilizó como agente oxidante el peróxido de hidrogeno (H_2O_2). Se tomaron como objeto de estudio los lixiviados provenientes de los rellenos sanitarios en los municipios de La Dorada con su relleno sanitario “La Doradita” y Aguadas con su relleno sanitario “Los Eucaliptos”, los cuales fueron analizados y tratadas mediante cavitación hidrodinámica en combinación del uso de Peróxido de Hidrogeno (H_2O_2) como agente oxidante.

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Según Hoornweg & Bhada (2012), en la actualidad se generan a nivel mundial en promedio 1,30 billones de toneladas al año de residuos sólidos provenientes de las ciudades, y se espera que con el aumento de la población actual se llegue al 2025 con una generación en promedio de 2,2 billones de toneladas al año, esto será causado por una estimación en promedio durante los siguientes 15 años de la generación de residuos sólidos entre 1,2-1,42 kg por habitante día, aunque este promedio se verá afectado dependiendo de la región donde se generen y las dinámicas de la economía, además en países de América latina y el Caribe se generan en promedio 1,1-1,6 kg por habitante al día (Hernández et al., 2016; Sáez & Urdaneta, 2014).

Para el año 2015 hubo un registro en Colombia de 31000 toneladas de residuos sólidos generados provenientes de 1098 municipios, en donde se generó un aporte de 0,57 kg por habitante al día (Arrieta et al., 2016; OPS, 2010; Pacheco, 2016). Solo 3,6% de estos municipios realizó separación en la fuente para reciclar residuos sólidos (Padilla & Trujillo, 2018). El departamento de Caldas cuenta con 4 rellenos sanitarios ubicados en diferentes municipios, el principal es el relleno “La Esmeralda” ubicado en su capital Manizales donde se disponen 451 toneladas al día atendiendo a 21 municipios del departamento de Caldas, Antioquia y Tolima, luego se encuentra el relleno del municipio de La Dorada “La Doradita” el cual dispone 121,4 toneladas al día de residuos que provienen de 6 municipios entre ellos 4 del departamento de Cundinamarca, también se encuentra el relleno “Marquetalia” ubicado en el municipio de Marquetalia donde se disponen 32,2 toneladas al día que provienen de 4 municipios del departamento de Caldas, y por último el relleno sanitario “Los Eucalipto” ubicado en el municipio de Aguadas donde se disponen 9,8 toneladas al día atendiendo a 2 municipios del departamento de Caldas (Corpocaldas, 2010; Londoño et al., 2014; Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, 2012).

Los países que se encuentran en desarrollo tal como Colombia, cuentan con sistemas de rellenos sanitarios para realizar disposición final de los residuos sólidos (Dong et al., 2003; Olivero et al., 2008), estos se definen como un sistema que ha sido diseñado con principios de ingeniería para realizar la disposición por medio de compactación de los residuos

sólidos, sin causar algún peligro a la salud pública y tratando de minimizar los impactos ambientales (Abd & Abu, 2015; Cristancho, 2013).

Como resultado de la degradación de la fracción orgánica de los residuos sólidos y la percolación de la lluvia en el relleno sanitario se produce un gran volumen de lixiviados, los cuales presentan una composición muy compleja, la cual será definida aspectos como; tipos de residuos dispuestos, edad del relleno, biogeoquímica del sitio, naturaleza de la materia orgánica, nutrientes y otros elementos (Galeano et al., 2011; Suárez & Cardona, 2013). De forma general los lixiviados generados en rellenos sanitarios han sido sometidos a trenes de tratamientos convencionales muy parecidos a los utilizados en aguas residuales, destacándose la recirculación, evaporación, procesos aeróbicos y anaeróbicos, oxidación química entre otros, a estos se han sumado recientes estudios donde surgen alternativas como procesos de pretratamiento o tratamiento terciario los proceso de oxidación avanzada (Forero et al., 2005; Zolfaghari et al., 2016), que se distinguen por ser procesos donde se dan una serie de reacciones de degradación oxidativa causadas por especies transitorias poderosas como lo es el radical hidroxilo $\text{OH}\cdot$ entre los más conocidos o aporte de energía degradando contaminantes (Pey, 2008; Sanz et al., 2013).

La cavitación hidrodinámica se describe como un proceso fisicoquímico en donde la presión mínima del sistema iguala la presión de vapor del líquido, generando un crecimiento y colapso de burbujas liberando gran cantidad de energía, como efecto surgen radicales libres los cuales son favorables para la oxidación de contaminantes, por ende esta técnica se clasifica como un proceso de oxidación avanzada (Arrojo & Benito, 2008; Gogate & Bhosale, 2013).

El Grupo de Investigación en Alimentos y Agroindustria perteneciente a la facultad de Ingeniería de la Universidad de Caldas dentro del proyecto “IMPLEMENTACIÓN DE UNA ESTRATEGIA INTEGRAL A TRAVÉS DE INNOVACIÓN BIOTECNOLOGICA PARA EL APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS EN EL DEPARTAMENTO DE CALDAS” proponen el estudio de una solución alternativa a la problemática que se vive en estos dos rellenos sanitarios con la *“Evaluación del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante cavitación hidrodinámica”*, técnica que según lo referenciado anteriormente tiene un gran potencial para poder tratar diferentes tipos de aguas residuales

que contienen composiciones altamente complejas, se toman como objeto de estudio los lixiviados provenientes de los rellenos sanitarios “La Doradita” y “Los Eucaliptos” ubicados en los municipios de La Dorada y Aguadas en el departamento de Caldas, ambos rellenos no poseen un sistema de tratamiento de lixiviados, sometiendo estos residuos a una recirculación continua, la cual puede comprometer por sobrecarga de humedad la estructura de cualquier relleno, y de igual manera generan un aumento en la producción de gases de efecto invernadero (GEI), como metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), siendo el metano 15 veces más activo que el dióxido de carbono reteniendo radiaciones infrarrojas contribuyendo al aumento del calentamiento global, (Corena, 2008; Giraldo, 2001), en el caso de Colombia aporta el 0,46% de la producción mundial de gases de efecto invernadero (GEI) y dentro de este porcentaje el 8,1% es aportado por la generación de residuos sólidos en el país (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2016).

La cavitación hidrodinámica al ser un proceso de tratamiento de aguas residuales no convencional y debido a su novedad, resulta de gran interés para la comunidad académica generando nuevos estudios al evaluar la posibilidad de ser una solución alternativa para implementarse en diferentes comunidades impactando positivamente en la calidad de vida reduciendo el impacto antrópico generado por estas sobre la calidad del agua en diferentes fuentes hídricas.

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL:

Evaluar el grado remoción de carga orgánica de lixiviados provenientes de dos rellenos sanitarios mediante el proceso de cavitación hidrodinámica

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Caracterizar los lixiviados provenientes de los rellenos sanitarios del municipio de La Dorada y Aguadas en el departamento de Caldas.
- Definir los parámetros óptimos de operación, con los cuales se presente una mayor remoción de materia orgánica de lixiviados.
- Realizar una evaluación tecno-económica del proceso de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante cavitación hidrodinámica.

5. MARCO TEORICO

5.1 AGUA RESIDUAL Y SU TRATAMIENTO EN COLOMBIA

Basados en la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea la calidad del agua se define como las características con las cuales debe contar el agua para brindarle a un ecosistema equilibrio ecológico, teniendo en cuenta ciertas condiciones adicionales a los requerimientos habituales para darle un uso determinado (IDEAM, 2015). Para la Organización Mundial de la Salud (OMS) la contaminación del agua tiene grandes repercusiones sobre la salud humana, provocados por la presencia de organismos patógenos como los virus generando infecciones, inflamaciones oculares y cutáneas, las bacterias generando infecciones epidémicas, gastrointestinales como el cólera, fiebre tifoidea, salmonelosis entre otros y los protozoos y metazoos enfermedades parasitarias (Montenegro, 2013).

Según la UNESCO, (2017): *“las aguas residuales son consideradas como uno o más efluentes domésticos que consisten en aguas negras (excremento, orina y lodos fecales) y aguas grises (aguas servidas de lavado y baño); agua de establecimientos comerciales e instituciones, incluidos hospitales; efluentes industriales, aguas pluviales y otras escorrentías urbanas, agrícola, hortícola y acuícola”*.

A nivel mundial en países desarrollados el 59% del consumo de agua está destinado para uso industrial, 30% agrícola y 11% en gasto doméstico, hacia el 2025 se espera destinar 1170 km³/año de agua para uso industrial. La generación de aguas residuales es de casi 1500 Km³, en donde 1 litro de agua residual contamina 8 litros de agua dulce lo cual puede aumentar considerablemente su generación hasta casi 12000 km³ de agua residual (Alvarez & Gil, 2013).

Para América Latina las descargas de aguas residuales municipales son la principal causa de contaminación de los sistemas hídricos, cerca del 10% de las descargas tienen una disposición final en sistemas de tratamiento que en muchas ocasiones no son tratamientos totalmente eficientes, en el caso Colombia alrededor del 95% de las descargas de aguas

residuales van a los diferentes ríos sin ser tratadas, las zonas costeras se ven afectadas ya que en el interior del país se descargan unos 4,5 millones de m³ de aguas residuales en donde el 90% provienen de usos industriales y domésticos (Escobar, 2002; Reynolds, 2002; Belén Sanz et al., 2016). En Colombia están registrados por la SSPD 480 municipios que cuentan con sistemas de tratamiento de aguas residuales que equivalen al 43,5% del total de municipios del país (Superintendencia de Servicios Públicos domiciliarios, 2013).

Las cargas contaminantes responsables de la generación de contaminación en los sistemas hídricos de Colombia pueden clasificarse como físicos, químicos y biológicos, estos son tenidos en cuenta a la hora del diseño que se le realizan a los sistemas de tratamiento de aguas residuales que también dependerá de su origen, como lo son el sector industrial y doméstico en su mayoría, estos contaminantes llegan a ser caracterizados a través de variables como: Demanda Biológica de Oxígeno DBO, Demanda Química de Oxígeno DQO, Sólidos Suspendidos Totales SST, Nitrógeno Total NT y Fósforo Total PT (Crites & Tchobanogluos, 2000; IDEAM, 2015).

Los principales centros urbanos en Colombia son los generadores de gran parte de la descarga de aguas residuales a los sistemas hídricos tales como Bogotá, Cali, Medellín, Barranquilla, Palmira, Bucaramanga, Cartagena entre otros, en la **Tabla 1.**, se muestra la cantidad de carga contaminante generada y vertida después de su tratamiento medidos a través de DBO, DQO, SST, NT y PT, ambas provenientes del sector industrial y doméstico:

Tabla 1. Carga de contaminación removida en sistemas de tratamiento de aguas residuales tomado y adaptado de (IDEAM, 2015).

Parámetro	Carga generada doméstico e industria (kg)	Carga vertida doméstico e industria (kg)	Carga removida (kg)	Porcentaje de remoción (%)	Porcentaje de remoción industria (%)	Porcentaje de remoción doméstico (%)
DBO	1.085.127.286	736.296.107	348.831.179	32,1	54	15
DQO	2.411.886.881	1.648.621.034	763.265.847	31,6	49	14
SST	1.517.405.73	1.119.062.421	398.343.552	26,3	59	21
NT	128.890.983	126.345.32	2.545.681	2,0	3	2
PT	32.465.812	31.915.345	550.467	1,7	2	2

El tratamiento de aguas residuales se ha enfocado en constituir trenes de tratamiento que se componen de varias operaciones unitarias de carácter físico, biológico y químico, con el fin de eliminar gran parte de su carga contaminante orgánica e inorgánica para poder ser mejor asimiladas en los sistemas hídricos una vez han sido vertidos a estos (Alianza por el Agua, 2008; UNESCO, 2017).

Dada la complejidad de cada efluente y su composición los sistemas de tratamiento serán diferentes y varían en su tecnología, la intensidad y eficiencia de cada operación unitaria, en su mayoría cuando el efluente tiene una alta composición orgánica que es biodegradable para estas composiciones se utilizan sistemas biológicos de tratamiento aerobio y anaerobio como se observa en la **Tabla 2.**, en ocasiones estos sistemas combinan tecnologías para aumentar la eficiencia en remoción de contaminantes. Cuando las composiciones de los efluentes presentan sustancias inorgánicas y microcontaminantes de origen orgánico que no son biodegradables por lo general se utilizan sistemas de tratamiento con principios químicos donde se destacan la oxidación convencional por medio ozonización, oxidación Fenton y fotólisis, y procesos de oxidación avanzada como ión ferrato, foto-Fenton, fotocátalisis, procesos accionados por energía solar, proceso de ultrasonido y proceso electro-Fenton (Mohammad Boshir Ahmed et al., 2017; Salgot et al., 2018).

Tabla 2. Sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales, ventajas y desventajas, tomado y modificado de (UNESCO, 2017).

TIPO	Naturaleza de las aguas residuales	Ventajas	Desventajas	Componentes eliminados
Sistemas sépticos	Aguas residuales domesticas	Simple, duradero de fácil mantenimiento, requiere un espacio pequeño	Baja eficiencia de tratamiento, necesidad de tratamiento secundario; efluente no inodoro; el contenido debe eliminarse a intervalos frecuentes	DQO, DBO, SST, grasas
Filtro Anaeróbico	Aguas residuales domésticas e industriales depositadas previamente de relación DQO/DBO estrecha	Simple y bastante duradero, si está bien construido y las aguas residuales han sido tratadas previamente de forma adecuada; alta eficiencia de tratamiento; se requiere poca superficie	Material de filtro puede causar altos costos de construcción; se puede obstruir el filtro; efluente no inodoro	DBO, SS, SST
Tratamiento anaeróbico, reactor anaerobio de flujo	Excrementos humanos, desecho animales y agrícolas	Reciclado del recurso: el gas producido se puede utilizar para generación de energía e iluminación	Funcionamiento y mantenimiento complejos, que pueden llevar a fugas de gas o a una reducción de la	DQO, DBO, SST, grasas

ascendente, biodigestores			producción y bloqueo del tanque digestor con sólidos; el tratamiento anaeróbico a menudo proporciona poca eliminación de nutrientes	
Lagunas de estabilización, anaeróbicas, facultativas y de maduración	Aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas; buena para ciudades pequeñas y medianas	Los estanques de maduración pueden lograr una buena eliminación bacteriana; necesitan se desenlodados a intervalos regulares, no hacerlo puede tener consecuencias graves; el biogás puede ser recuperado como fuente de energía	Uso intensivo de tierra; a veces DBO y SS altos en efluentes de algas, pero relativamente inofensivos; vistos a veces como proceso del clima cálido pero puede ser utilizado en climas moderados	DBO, SS, NT, PT
Lagunas de estabilización de aguas residuales a base de lentejas de agua	Aguas residuales domésticas y agrícolas	No hay riesgo de obstrucción; altas tasas de eliminación de nutrientes	Uso intensivo de tierra; necesidad de cosecha constante; inadecuado en regiones muy ventosas	DBO, SS, NT, PT, metales
Humedales artificiales	Aguas residuales domésticas y agrícolas; pequeñas comunidades; tratamiento terciario para industrias	Bajo o ninguna necesidad de energía; bajos costos de mantenimiento; proporciona valor estético, comercial y para el hábitat	Uso intensivo de tierra; se puede obstruir el sistema	SST, DQO, NT, PT
Tratamiento biológico aerobio (lodos Activados)	Aguas residuales domésticas e industriales	Los aireadores de acero inoxidable son resistentes a las aguas residuales corrosivas y las hacen adecuadas para las plantas industriales de pulpa y papel, la industria química y otros entornos extremos Buena eliminación de la DBO y la planta se puede operar para facilitar la eliminación de nitrógeno y fósforo	Requisitos de mantenimiento altos; ineficaces en aguas profundas (por lo tanto, las cuencas son generalmente poco profundas) y en condiciones climáticas de congelación; poca eliminación de cargas bacterianas y alta producción de lodos	DBO, SS, NT, PT
Sistema de membrana, microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, osmosis inversa	Aguas residuales depositadas previamente; pueden utilizarse en combinación con procesos biológicos (MBR, MBBR)	Procesos que cierran el ciclo del agua y producen agua de alta pureza para su reutilización	Costoso medio altos y mayores requisitos en funcionamiento, mantenimiento y consumo de energía	La microfiltración y la ultrafiltración eliminan todos los agentes biológicos y las macromoléculas; la nanofiltración elimina las moléculas orgánicas simples; la ósmosis inversa elimina los iones inorgánicos

En el caso de Colombia los sistemas de tratamiento de aguas residuales deben implementar el reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS 2000 en su título E que plantea los criterios básicos y requisitos mínimos con los cuales se plantea la complejidad de los sistemas, el alcance del proyecto, marco legal, aspectos ambientales, el

aval por parte de los planes de ordenamiento territorial, la factibilidad, el diseño, construcción, revisión técnica, operación y mantenimiento, todo esto con el fin de asegurar la calidad, eficiencia, durabilidad, funcionabilidad sostenibilidad de todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales que se desarrollen en el país y asegurar que todos los cuerpos receptores tengan una calidad de agua que ayude a sustentar sus usos, en Colombia la resolución 0631 de 2015 establece los parámetros obligatorios que deben cumplir las aguas residuales para ser vertidas a los cuerpos de agua, esta resolución se acopla a la realidad urbana, industrial y ambiental del país (Hidalgo & Mejía, 2010; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2000, 2015).

Los tratamientos de aguas residuales cuentan en general con cuatro tipos de tratamientos (preliminar, primario, secundario y terciario) que se realizan integrando un conjunto de operaciones unitarias, donde cada uno cumple una función específica ligada al tipo de contaminante que se llega a clasificar como materia en suspensión, materia coloidal o disuelta, a continuación se describen los tipos de tratamientos y en la **Figura 1.**, se da un ejemplo de la integración de trenes de tratamiento (Lizarazo Becerra & Orjuela Gutiérrez, 2013; Noyola et al., 2013; Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006; Zapata Restrepo et al., 2013):

- **Tratamiento preliminar:** este tratamiento integra un conjunto de operaciones unitarias físicas, las cuales se centran en realizar una separación de sólidos de gran tamaño y partícula, por lo general cuenta con rejillas, desarenadores y trampas de grasas que remueven la cantidad de sólidos que presenta el agua residual.
- **Tratamiento primario:** El tratamiento primario consiste en separar el material en suspensión con diámetro de partícula grande y pequeña que contienen las aguas residuales por medio de procesos físicos haciendo uso de la gravedad, filtración, sedimentación, entre otros, y químicos con el uso de la coagulación, absorción, oxidación, entre otros.
- **Tratamiento secundario:** este se basa en el uso de microorganismos los cuales por efecto de su actividad metabólica eliminan materia orgánica biodegradable tanto soluble como coloidal los cuales se presentan como componentes contaminantes de las aguas residuales, este tratamiento consta de procesos unitarios aerobios

(dependen del alto contenido de oxígeno molecular disuelto) y anaerobios (funcionan sin presencia de oxígeno) en donde los sistemas más utilizados son los aerobios ya que la calidad de agua tratada es superior al efluente anaerobio, algunos de los más conocidos son los lodos activados, filtro percolador, discos biológicos rotatorios, filtros sumergidos, fosa séptica, tanque Imhoff, filtro anaerobio, reactor UASB, reactor de lecho expandido, entre otros.

- **Tratamiento terciario:** tiene el objetivo de remover contaminantes específicos, usualmente tóxicos o compuestos de contaminantes no suficientemente removidos en el tratamiento secundario los más conocidos son las lagunas de oxidación, Humedales, sistemas de desinfección, sistemas de oxidación y oxidación avanzada.

Figura 1. Ejemplo de integración de trenes de tratamiento de aguas residuales tomado de (Noyola et al., 2013).



Según la Superintendencia de Servicios Públicos domiciliarios, (2013), el 17,13% de los sistemas de tratamiento diseñados en Colombia son sistemas preliminares y primarios los cuales tratan el 43,2% de las aguas residuales generadas en el país, mientras que el 82% de los sistemas diseñados realizan tratamiento secundario tratando $13,1 \text{ m}^3/\text{seg}$. Como ejemplo se encuentran la PTAR Cañaveralejo y Salitre que aportan mayoritariamente al caudal tratado primariamente, los emisarios Santa Marta y San Andrés de manera preliminar tratan $1,3 \text{ m}^3/\text{seg}$, y los sistemas ubicados en Itagüí en el departamento de Antioquia, Bucaramanga en el departamento de Santander y Barranquilla en el Atlántico funcionan con sistemas secundarios removiéndose DBO_5 superior al 80%.

5.2 RESIDUOS SÓLIDOS

La generación de residuos sólidos se da por actividades domésticas, comerciales y actividades institucionales, en los centros poblados urbanos donde se concentra la gran mayoría de la población mundial, la cual aumenta cada año en 1,5% del total de la población mundial, se espera que para el año 2025 la población mundial llegue a 8,1 billones de habitantes generando 2,2 billones de toneladas anuales de residuos sólidos, y en países en vía de desarrollo como en América latina y el Caribe, África y algunos países Asiáticos la población aumenta anualmente 62 millones de habitantes generando 1,6 kg/hab día de residuos sólidos (Kumar & Samadder, 2017; OPS, 2010)

Según Ministerio de Desarrollo Económico (2000): *“un residuo sólido se puede considerar como cualquier objeto, material sustancia o elemento sólido que se abandona, bota o rechaza después de haber sido consumido o usado en actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales, de servicios e instituciones de salud y que es susceptible de aprovechamiento o transformación en un nuevo bien, con valor económico. Se dividen en aprovechables y no aprovechables”*.

Los residuos sólidos urbanos pueden ser tratados mediante diferentes técnicas como la incineración, plasma, pirólisis, termólisis y compostaje de residuos orgánicos y rellenos sanitarios (Hernández-Berriel et al., 2016), en Colombia se generan 31.000 toneladas y cerca del 93% se les realiza disposición final en rellenos sanitarios, el restante 5% se les realiza disposición inadecuada en botaderos a cielo abierto, y el 2% final en enterramientos, cuerpos de agua y quemas (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, 2012).

El departamento de Caldas cuenta con un 95,96% de cobertura en servicio de aseo, el cual se complementa con los planes gestión integral de residuos sólidos (PGIRS) de cada municipio, estructurando varias etapas como; aprovechamiento y valorización; tratamiento y transformación; disposición final controlada, las cuales buscan reducir la generación de residuos sólidos en el origen; (Corpocaldas, 2016; Vallejo Ocampo, 2016). El 90% de los residuos sólidos urbanos generados en el departamento se disponen en plantas de aprovechamiento y rellenos sanitarios, donde se reciben 568,5 ton/día de residuos sólidos urbanos como se observa en la **Tabla 3** (Londoño Carvajal et al., 2014). El municipio de La

Dorada genera alrededor de 1200 toneladas de residuos sólidos al mes haciendo su disposición final en el relleno sanitario “La Doradita” y adicional atiende a seis municipios más (Corpocaldas, 2010a; Quiroz Duarte, 2015), mientras que el municipio de Aguadas genera 231,68 ton de residuos sólidos al mes que se disponen en el relleno sanitario “Los Eucaliptos” y adicional atiende a 2 municipios más (Corpocaldas, 2010b; Quiroz Duarte, 2015).

Tabla 3. Rellenos sanitarios de Caldas 2009, adaptado de (Londoño Carvajal et al., 2014).

Relleno	Ubicación	No Municipios Atendidos	Fecha terminación vida útil	Residuos dispuestos Ton/día
La Esmeralda	Manizales	17-Caldas 1-Antioquia 3-tolima	31-12-2022	451
Los Eucaliptos	Aguadas	2-Caldas	21-05-2030	9,8
La Doradita	La Dorada	2-Caldas 4-Cunidinamarca	26-06-2026	121,4
Marquetalia	Marquetalia	4-Caldas	27-08-2006	32,2

Como ya se mencionó la disposición final de residuos sólidos de forma general se realiza a través de rellenos sanitarios, estos han sido definidos como una técnica la cual realiza uso del suelo evitando algún peligro para la salud pública minimizando los impactos ambientales durante su operación, en donde se confinan los residuos sólidos en un área pequeña cubriéndolos de capas de tierra diariamente, compactándolas para reducir su volumen al máximo, además en estos se tiene en cuenta el manejo de los líquidos y gases generados por la degradación de la materia orgánica (Rivera, 2011).

Dependiendo de la topografía del terreno, la fuente del material y la profundidad del nivel freático los rellenos sanitarios se pueden construir por medio de dos métodos diferentes que son trinchera o zanja y método de áreas y su resultado final se observa en la **Figura 2.**, en Colombia su construcción se lleva a cabo por los criterios básicos y requisitos mínimos del RAS en su título F (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000; Rivera, 2011). Su calidad ambiental estará determinada por el control de tratamiento de lixiviados, olores

desagradables, emisión de gases y reproducción de vectores (Goel & Kalamdhad, 2017; Ocampo Barrero et al., 2016).

Figura 2. Configuración final de un relleno sanitario, tomado de (Rivera, 2011).

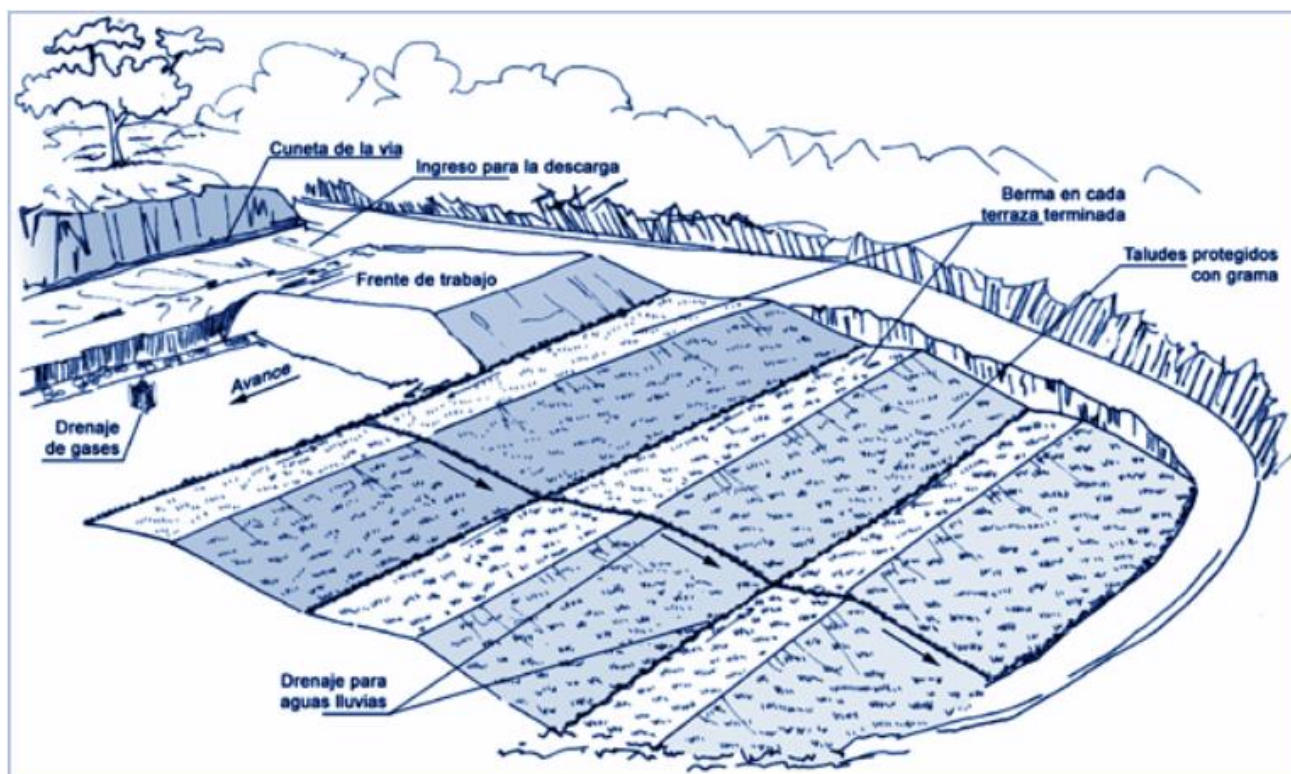


Tabla 4. Porcentaje de composición de residuos sólidos de países según la cantidad de ingresos económicos, tomado y adaptado de (Kumar & Samadder, 2017).

TIPO DE PAÍS	ORGÁNICOS (%)	PAPEL (%)	PLÁSTICO (%)	METALES Y VIDRIO (%)	OTROS (%)
Bajos ingresos	64	6	9	6	15
Medianos ingresos	56	12	13	7	12
Altos ingresos	28	30	11	13	18

Como se observa en la **Tabla 4.**, la composición de los residuos sólidos urbanos varía dependiendo de la cantidad de ingresos económicos que llega a tener un país desarrollado o en desarrollo con incidencia de factores como el socioeconómico, grado de reciclaje, clima, demografía entre otros (Kumar & Samadder, 2017; Zhan et al., 2017).

Una vez se realiza la disposición final de residuos sólidos estos sufren una serie de cambios, físicos, químicos y biológicos, la gran mayoría de materia orgánica se descompone por el efecto de microorganismos aerobios y anaerobios, generando una serie de subproductos como lixiviados, gases (metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), así como trazas de gases de olor punzante, como el ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y mercaptanos) y sólidos (He et al., 2005). Ciertos factores afectan la descomposición de los residuos sólidos, como la edad del relleno ya que a largo plazo los materiales depositados disminuyen la capacidad de reacción, factores ambientales relacionados con la precipitación que favorece la solubilización de algunos compuestos tóxicos que se presentan en los residuos, temperatura afectando las reacciones bioquímicas que se dan al interior del relleno, también por contribución de la temperatura y el viento afectan el balance hídrico que se presenta en el relleno, la descomposición de residuos sólidos presenta cinco fases que se describen a continuación (Arias & Agudelo, 2006; Chen et al., 2016; He et al., 2005; Kiss KÖfalusi & Encarnación Aguilar, 2006; Ko et al., 2015; Londoño Carvajal et al., 2014):

- **Fase de ajuste inicial:** bajo condiciones aerobias la materia orgánica biodegradable entra en una fase de descomposición por acción microbiana, debido a que queda aire atrapado en el cuerpo del relleno
- **Fase de transición:** debido a la disminución de oxígeno dentro del relleno se dan condiciones anaerobias, los nitratos y sulfatos se reducen a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno, convirtiendo la materia orgánica en ácidos orgánicos que disminuyen el pH de los lixiviados y la alta concentración de CO_2 .
- **Fase ácida:** por acción de los microorganismos anaerobios se generan significativamente ácidos orgánicos, ya que estos generan una hidrólisis de los compuestos de alto peso molecular a compuestos intermedios como ácido acético, ácidos fúlvicos entre otros; por el aumento de ácidos. el pH de los lixiviados desciende a un valor cercano a 5, aumenta su DBO y su conductividad, la presencia de ácidos facilita la solubilización de componentes inorgánicos como metales pesados.

- **Fase de fermentación de metano:** en esta fase los microorganismos metanogénicos fermentan el ácido acético y el gas hidrógeno (H_2) en gas metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2); como efecto el aumento del pH de los lixiviados entre 6,8-8, se reduce las concentraciones de DBO y DQO, también afecta la solubilidad de compuestos inorgánicos como los metales pesados por las condiciones de basicidad.
- **Fase de maduración:** en esta última fase surge materia biodegradable que no estaba disponible antes por efecto de la migración de la humedad, los gases disminuyen significativamente debido a que se agotan los sustratos y los restantes son de degradación lenta, finalmente en los lixiviados se concentrarán más ácidos húmicos y fúlvicos dificultando su biodegradabilidad.

5.3 LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

En el diseño y mantenimiento de rellenos sanitarios, uno de los factores al cual se le debe prestar gran importancia y cuidado por ser un peligro potencial para la afectación de ecosistemas y de salud pública es el manejo de lixiviados (Edith Barba et al., 2010). Según Ministerio de Desarrollo Económico, (2000) *“el lixiviado es el líquido residual generado por la descomposición biológica de la parte orgánica o biodegradable de las basuras bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas o como resultado de la percolación de agua a través de los residuos en proceso de degradación”*.

La composición de los lixiviados de rellenos sanitarios varía dependiendo determinados factores como la composición de los residuos a los cuales se les hace disposición final, temperatura, humedad la cual en los rellenos varía entre 20-40%, edad del relleno, oxígeno disponible, diseño y operación del relleno, grado de compactación de los residuos, cantidad y calidad del agua que percola en la masa de residuos dispuestos (Herrera, 2016; Moody & Townsend, 2017; Rafizul & Alamgir, 2012).

En la **Tabla 5.**, se presentan las edades que clasifican los lixiviados de rellenos sanitarios como joven, intermedios y viejos, la edad es el factor más relevante que influye en la composición de la materia orgánica y sus concentraciones en los lixiviados debido a las

fases de descomposición que predomine en los de residuos sólidos, los lixiviados de edad joven presentan una alta concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) debido a la fermentación anaerobia e índices de biodegradabilidad superiores a 0,4 (DBO₅/DQO), los lixiviados de edad intermedia prevalecen los ácidos carboxílicos presentando un relación de biodegradabilidad menores a 0,1 (DBO₅/DQO), los lixiviados de edad vieja tienen una ausencia de ácidos carboxílicos pero tienen compuestos difícilmente oxidables debido a que los ácidos grasos y otras sustancias biodegradables son convertidos en metano, los metales pesados, ácidos húmicos y fúlvicos se presentan como componentes principales en los lixiviados viejos complicando su biodegradabilidad sus altos pesos moleculares (Benavides Benavides & Posada Giraldo, 2007; Kulikowska & Klimiuk, 2008; Kurniawan et al., 2006; Méndez Novelo et al., 2010). En general los lixiviados cuentan con una composición de agentes contaminantes tales como: materia orgánica disuelta (grasa volátil, ácidos húmicos y fúlvicos), componentes inorgánicos (Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₃⁻), metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) y compuestos orgánicos xenobióticos, (halógenos, hidrocarburos, hidrocarburos halogenados, fenoles y compuestos clorados) (Naveen et al., 2017; Peng, 2017).

Tabla 5.Características fisicoquímicas típicas de un lixiviado, tomado de (Morillo León & Fajardo, 2005).

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS TÍPICAS DE UN LIXIVIADO			
<i>Edad del Relleno</i>	<i>Nuevo (< 2 años)</i>	<i>Nuevo (> 2 años)</i>	<i>> 10 años</i>
Constituyentes (mg/L)	Rango	Valor Típico	Rango Típico
DQO	3000 – 60000	18000	100 – 500
DBO ₅	2000 – 30000	10000	100 – 200
COT	1500 – 20000	6000	80 -160
SST	200 – 2500	500	100 – 400
NITRÓGENO TOTAL	20 – 1500	400	100 – 200
FOSFORO TOTAL	5 – 100	30	5 – 10
ALCALINIDAD CaCO ₃	1000 – 10000	3000	200 – 1000
SALES SOLUBLES	200 – 4000	800	100 – 500
HIERRO	50 – 1200	60	20 – 200
PLOMO	1 – 10	2	0.01 – 0.5
ZINC	25 – 250	50	0.1 – 1
pH	5 - 8	6	6.6 - 7.5

La estimación de la cantidad de lixiviados que se producen en rellenos sanitarios es considerada una fase importante para la selección de la tecnología de tratamiento de lixiviados, esta se realiza con modelos matemáticos hidrológicos, como el modelo HELP

(Hydrologic Evalutaion of Landfill Performance) por sus siglas en inglés que evalúa el comportamiento hidrológico en rellenos sanitario a través de un balance hídrico entre factores como la cantidad de precipitación directa que se tenga en la zona, cantidad de escorrentía desviada, evapotranspiración, la cantidad de infiltración, área rellena y los sistemas de drenaje e impermeabilización que no deben permitir la infiltración de lixiviados en aguas subterráneas (Berger, 2015; Grugnaletti et al., 2016). Los sistemas de tratamiento para lixiviados pueden ser afectados por las variación que llega a tener el caudal debido a dinámicas lentas y rápidas, para sobrellevar esto y sin afectar los rendimientos de los sistemas de tratamiento se pueden adaptar estructuras de almacenamiento y ecualización de caudales, que tiene como única consecuencia el aumento de los costos de proceso (Morales, 2007).

5.4 SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

En el tratamiento de rellenos sanitarios se debe tener en cuenta en forma general la composición de la materia orgánica, la cantidad de lixiviados generados, condiciones ambientales entre otros, para seleccionar el tipo de tecnología que se usara para su tratabilidad, en su mayoría se han planteado sistemas de tratamientos aplicables en aguas residuales con procesos biológicos y fisicoquímicos, además se pueden enlazar varios trenes de tratamiento para realizar la mejor disposición que se pueda con los lixiviados, existen tres grupos que se explican a continuación (Kurniawan et al., 2006; Renou et al., 2008):

- Transferencia de lixiviados: procesos de recirculación y tratamiento combinado con aguas residuales domésticas.
- Biodegradación: procesos aerobios y anaerobios.
- Métodos químicos y físicos: adsorción de carbón activado, sistemas por membranas y oxidación química

- **Recirculación de lixiviados:**

Surgió como solución a los problemas generados por los sistemas de impermeabilización y drenaje en la contaminación de aguas subterráneas por sus filtraciones, ha sido el método más común aplicado en rellenos sanitarios por sus bajos costos, se conoce como relleno de bioreactor basado en utilizar el relleno sanitario como un gran biorreactor anaerobio recirculando por sistemas de bombeo los lixiviados al interior del relleno donde se recircula cerca del 100% del lixiviado generado (Benson et al., 2007), con esto se consigue el aumento de la humedad de los residuos sólidos beneficiando la degradación anaerobia de los ácidos grasos los cuales serán convertidos en metano (Ko et al., 2015; Mali Sandip et al., 2012). Cuando los ácidos grasos han sido metanizados el pH del lixiviado tiene un aumento el cual genera una disminución de la solubilidad de metales pesados, logrando la disminución de la DBO del lixiviado y la concentración de metales pesados, con este método se logra una fase de pretratamiento del lixiviado con lo cual se sugiere un posterior tratamiento con una tecnología complementaria (Huang et al., 2016). Una de las desventajas de este proceso es la afectación de la estabilidad estructural de los taludes en el relleno por aumentos de presión interna en de gases y líquidos (Feng et al., 2018).

- **Tratamiento combinado con aguas residuales domésticas:**

Los tratamientos que se aplican a lixiviados de rellenos sanitarios tienen los principios a los cuales se le aplican a las aguas residuales domésticas, solo se diferencian en aspectos técnicos, económicos y las altas cargas contaminantes que presentan los lixiviados (Corena Luna, 2008). Este tratamiento combinado busca transportar los lixiviados hasta una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) guardando una relación volumétrica y se pueda realizar el tratamiento de ambos, hay casos donde se han utilizado reactores discontinuos de secuencia (SBR) que tienen fases de relleno, anóxico, oxico y sedimentación, conservando la relación volumétrica de aguas residuales y lixiviado de 9/1, logrando remoción de DBO del 95%, absorción de nitrógeno al 50%, reducción de DQO (Neczaj et al., 2007; Renou et al., 2008). Las altas concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos que llegan a tener los lixiviados afectan la actividad biológica de los lodos, debido a la presencia de metales y óxidos de hierro que además causan corrosión y reducción de la sedimentación de

lodos, para evitar esto se debe realizar un tratamiento preliminar en donde se logre un burbujeo de los lixiviados para reducir la concentración de nitrógeno amoniacal (de Albuquerque et al., 2018).

- **Procesos aerobios:**

El estudio de tratamiento de lixiviados a través de procesos biológicos aerobios como las lagunas aireadas, lodos activados, reactores discontinuos de secuenciación (SBR), reactor de biopelícula en movimiento (MBBR) y biofiltros, han sido utilizados para la eliminación de DBO logrando la biodegradación de compuestos orgánicos a dióxido de carbono y lodos por la acción de microorganismos, estos sistemas tendrán una mayor eficiencia cuando las concentraciones de DBO en los lixiviados sean medias o bajas lo cual dependerá de la edad del lixiviado, cuando las concentraciones de DBO son muy altas afectara los costos de operación por ende se tendrá que optar por tecnologías anaerobias (Giraldo, 2001; Renou et al., 2008).

- **Proceso anaerobios:**

Para el tratamiento de lixiviados con altos contenidos de materia orgánica disuelta se han considerado el uso de tratamientos biológicos anaerobios, tales como lagunas anaerobias, lechos fluidizado, filtros anaerobios y reactores UASB entre otros (Giraldo, 2001). Usualmente han sido utilizados como tratamientos secundarios pero debido a requerimientos de vertimientos se pueden utilizar como pretratamiento en ocasiones cuando se componen en trenes de tratamiento junto con procesos de lodos activados (Corena Luna, 2008). Estos procesos anaerobios brindan más ventajas que los procesos aerobios, debido al uso de bajos requisitos energéticos para aireación, baja producción de lodos, bajos requerimientos nutricionales, producción de biogás que puede ser usado como una energía renovable, pueden tratar lixiviados con altas cargas orgánicas por lo general lixiviados jóvenes (Farah Naz Ahmed & Lan, 2012; Renou et al., 2008).

- **Sistemas de membrana:**

En las últimas décadas ha sido mayor el uso de sistemas de membranas para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, han sido reportados la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, osmosis inversa, osmosis directa y la evaporación de lixiviados (Peng, 2017;

Zolfaghari et al., 2016). Algunos de estos procesos como la microfiltración y la ultrafiltración se han integrado en procesos biológicos aerobios como los biorreactores de membrana (MBR) realizando el reemplazo de sedimentadores logrando remoción de DBO y nitrificación del Amoníaco (Farah Naz Ahmed & Lan, 2012), este proceso ha presentado algunas ventajas como la concentración de biomasa, menor sensibilidad a compuestos tóxicos, remoción de materia orgánica y Amoníaco en un solo proceso, pero presenta una desventaja en el aumento de costos asociados a los procesos de aireación que maneja y taponamiento en las membranas que encarecen su costo de operación (Giraldo, 2001; Renou et al., 2008).

- **Adsorción de carbón activado:**

Este proceso ha sido utilizado como tratamiento terciario de lixiviados de rellenos sanitarios debido a que es efectivo su uso para lixiviados viejos, hay casos de estudio en donde se obtienen reducciones en DQO del efluente hasta en un 91% (Corena Luna, 2008; Foo & Hameed, 2009). El proceso se basa en el contacto al que se someten el efluente a través de columnas de carbón activado, donde ocurre una transferencia de masa de la fase líquida a la superficie de un sólido en este caso el carbón activado por acción de las propiedades físicas como el contacto con la superficie de área, la microporosidad y la alta capacidad de adsorción (Kurniawan et al., 2006). La principal desventaja del proceso está asociada con la regeneración frecuente de las columnas de carbón activado (Renou et al., 2008).

5.5 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

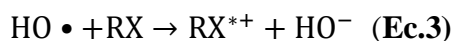
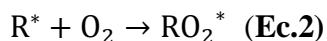
Debido a la alta complejidad que poseen los vertimientos de aguas residuales provenientes de varios sectores industriales compuestos por contaminantes orgánicos recalcitrantes y algunos residuos químicos, los cuales deben cumplir con unas mínimas concentraciones acorde a los parámetros establecidos por una legislación la cual se ha vuelto más estricta con el paso de los años, debido a esto la industria como tal ha influido en el desarrollo de nuevas tecnologías que le permita compensar la legislación mejorando sus procesos para la depuración de aguas residuales a través de nuevas tecnologías, teniendo en cuenta las

propiedades fisicoquímicas de los sistemas, factibilidad de reusó, economía y eficiencia de los procesos para sus rangos de aplicación (García-Gómez et al., 2011).

Los procesos de oxidación avanzada (POA) han surgido como una alternativa a los procesos convencionales en el tratamiento de aguas residuales, debido a que se centran en la generación de especies de radicales libres que son átomos o moléculas que contienen un electrón no apareado, como el radical anión superóxido($O_2^{\bullet-}$), radical hidroperoxilo(HO_2^{\bullet}), radical alcoxilo(RO^{\bullet}) y radical hidroxilo OH^{\bullet} , el cual tiene un elevado potencial redox (2'80V) más alto que los radicales de sulfato, cloro, permanganato, anión persulfato, peróxido de hidrogeno y ozono, solo con un valor más bajo que el flúor (3'03V) (Boczkaj & Fernandes, 2017; Dewil et al., 2017; Klančar et al., 2016).

Para estos procesos son usados oxidantes químicos (Ozono(O_3), peróxido de hidrógeno(H_2O_2), reactivo de Fenton(Fe^{2+} y H_2O_2), dióxido de titanio(TiO_2) y oxígeno(O_2)), los cuales tienen como principal ventaja la degradación efectiva de componentes recalcitrantes orgánicos e inorgánicos reduciendo niveles de DQO/DBO, sin generar residuos secundarios u especies peligrosas en los efluentes, en comparación con procesos como la oxidación con cloro de sustancias orgánicas en el que se presenta generación considerable de especies organocloradas (Bastidas & Castro, 2004; Liu et al., 2009).

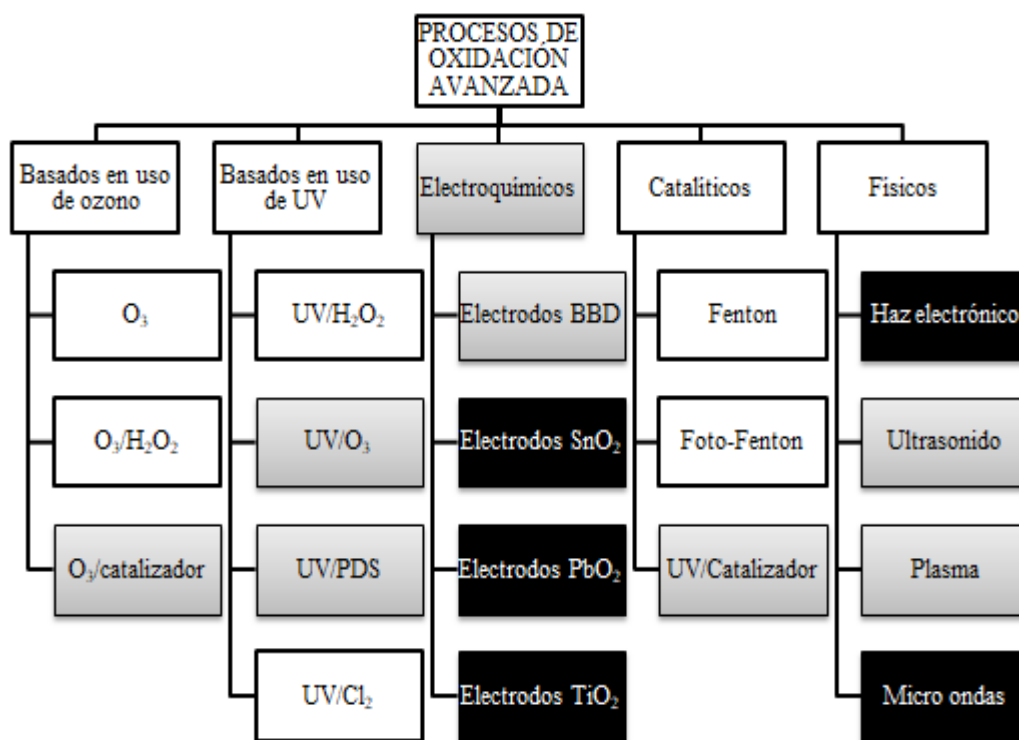
Los radicales OH^{\bullet} reaccionan con compuestos orgánicos por la extracción de hidrógeno en los grupos C-H, N-H u OH como se observa en la ecuación 1, también con la adición de oxígeno(O_2) molecular formando el radical peroxilo como se observa en la ecuación 2, o por transferencia electrónica directa como se observa en la ecuación 3 y cuando hay mineralización completa en CO_2 , H_2O y ácidos orgánicos (Kanakaraju et al., 2018; Pey Clemente, 2008).



El potencial de oxidación de entre los radicales $\text{OH}\cdot$ y los compuesto orgánicos dependerá de su afinidad, además factores como el pH de la reacción si tiene un tendencia a ser básico afectara la constante K de la velocidad de reacción debido a la presencia de iones carbonato y bicarbonato que pueden actuar como eliminadores reaccionando con los iones $\text{OH}\cdot$ disminuyendo sus cantidades, la temperatura, diseño del reactor y la concentración de los compuestos a oxidar presentan gran importancia al momento de que se lleven las reacciones, generalmente las velocidades se encuentran en un rango de 10^8 - 10^{11} l/mol.s y las concentraciones de los radicales hidroxilo se encuentran entre 10^{-10} - 10^{-12} mg/l (Boczka & Fernandes, 2017; Forero et al., 2005).

Los procesos de oxidación avanzada tienen una variedad de clasificaciones, pero en general se basan en dos pasos, formación in situ de especies oxidativas o el uso de oxidantes en las muestras de aguas residuales, en la figura 3., se muestran los tipos de procesos que se han desarrollado hasta el momento y su clasificación (Miklos et al., 2018; Josu Sanz et al., 2013):

Figura 3. Clasificación de diferentes procesos de oxidación avanzada, tomado y adoptado de (Miklos et al., 2018).



Los cuadros en blanco son los montajes a escala industrial, los cuadros en gris son montajes a nivel piloto, los cuadros en negro son montajes a nivel laboratorio.

Estos procesos pueden llegar a lograr una completa mineralización sobre compuestos orgánicos e inorgánicos, presentan una reactividad inmensa sobre la mayoría de compuestos orgánicos dado que varios tratamientos biológicos secundarios y tratamientos químicos no logran degradar ciertos compuestos, sus montajes son compactos, modulares y automatizables pudiéndose operar en continuo o discontinuo, pero su inconveniente y limitante principal está en su coste por adición de reactivos y requerimientos energéticos significativos, en algunos casos lo mejor es manejar una sinergia entre un proceso de oxidación avanzada y un proceso biológico (Pey Clemente, 2008; Urkiaga Guinea et al., 2005).

5.6 CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA

La cavitación es un fenómeno físico donde existe la formación de cavidades, esta palabra proviene del latín “cavitas”, esta fue observada por Parsons en el siglo XIX, solo observando los efectos negativos de este, los cuales con frecuencia han sucedido en montajes industriales en dispositivos hidráulicos, maquinaria rotatoria, inyectores entre otros, efectos como las vibraciones, la resistencia hidrodinámica, cambios en el flujo hidrodinámico, ruido, erosión, efectos de sonoluminiscencia y térmicos suelen acompañar este fenómeno (Dular et al., 2016; Petkovšek et al., 2015; Vidaller, 2015).

En general la cavitación se describe como un fenómeno físico donde se da la formación de burbujas las cuales crecen y colapsan generando una liberación de gran magnitud de energía en un espacio reducido, este fenómeno se ha venido estudiando para darle uso en el tratamiento de aguas residuales y otras sustancias, debido a su eficacia para degradar compuestos orgánicos e inorgánicos complejos, material biorefractarios, entre otros, gracias a la combinación de radicales de hidroxilo con átomos de hidrogeno dando paso al peróxido de hidrogeno (H_2O_2) (Bis et al., 2015a; Gogate, 2002).

La cavitación se clasifica en cuatro tipos dependiendo de su generación (Gaḡol et al., 2018; Gogate, 2002; Vidaller, 2015); Cavitación por ultrasonido se da por variaciones de presión en el líquido usando ondas sonoras, la cavitación óptica producida por fotones de luz (láser) de alta intensidad rompiendo el líquido continuo, la cavitación de partícula producida por un haz de partículas elementales (protones) las cuales rompen un líquido se dan en una

cámara de burbujas y finalmente la cavitación hidrodinámica producida por variación de presiones en la geometría de un sistema obteniendo variaciones en su velocidad.

La cavitación hidrodinámica ha sido relacionada en función de la geometría de la constricción (estrangulación, placa de orificio, venturi, entre otros) la cual posee el sistema o reactor a través del cual un fluido líquido realiza su desplazamiento, en este punto del sistema o reactor la energía cinética del fluido aumenta debido a la reducción geométrica (efecto venturi) dando como resultado la disminución de la presión estática local, cayendo su punto de ebullición provocando aumento de la evaporación y aparición de burbujas de gas como se describe en la figura 4., posterior al paso por la constricción o zona de cavitación aumenta la presión haciendo que las burbujas implosionen liberando energía en cuestión de nanosegundos con temperaturas de 10000 K y presiones del orden de GPa, la descripción de este fenómeno obedece al principio de Bernoulli en dos puntos de un conducto cerrado como se describe en las ecuaciones 4, 5 y 6 (Dular et al., 2016; Gagol et al., 2018; Sivakumar & Pandit, 2002; Vidaller, 2015).

$$E_{cinética} + E_{presión} + E_{potencial} = cte \quad (\text{Ec.4})$$

Dónde:

V (m/s): Velocidad de flujo

P (Pa): presión

z (m): cota

ρ (Kg/m³): densidad

g (m/s²): gravedad

$$\frac{V_1^2 - V_2^2}{2g} + \frac{P_1 - P_2}{\rho g} + z_1 - z_2 = cte \quad (\text{Ec. 5})$$

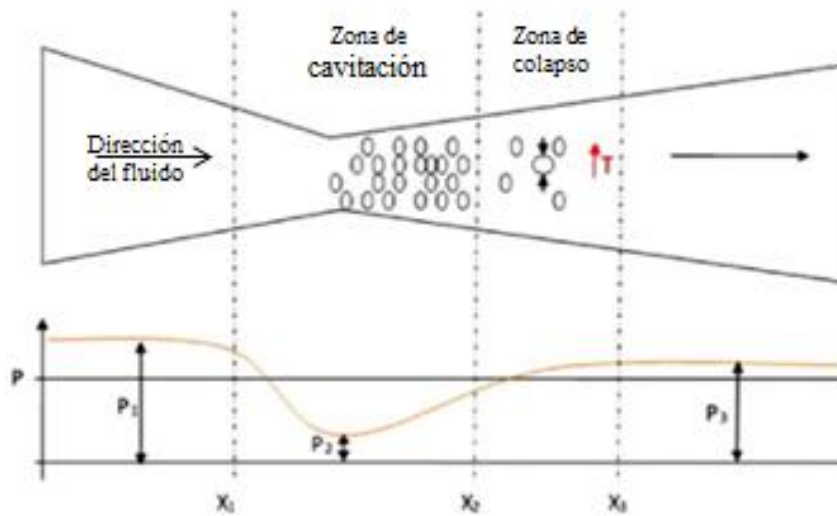
Se considera que las pérdidas por carga son despreciables:

$$\frac{\rho * (V_1^2 - V_2^2)}{2} = P_2 - P_1$$

Se aplica la conservación de la masa para un fluido incompresible manteniendo la masa constante:

$$\frac{\rho}{2} * V_2^2 \left(\frac{X_2^2}{X_1^2} - 1 \right) = P_2 - P_1 \quad (\text{Ec. 6})$$

Figura 4. Formación de burbujas en una zona de cavitación en la corriente de un fluido líquido, tomado y adaptado de (Gagol et al., 2018).



La cavitación hidrodinámica cuenta con una serie de efectos físicos y químicos una vez ocurre en el sistema o reactor. Los efectos físicos favorecen la intensidad de la cavitación cuando se da el colapso de las burbujas, generando fuerzas inerciales las cuales se relacionan con el parámetro del radio máximo que alcanza una burbuja y el radio mínimo inicial de la burbujas los cuales deben ser mayores contribuyendo a la intensidad de la cavitación, además de este parámetro, se encuentra en que la velocidad de recuperación de presión también debe ser mayor para así cumplir con esta contribución a la intensidad de la cavitación, en los efectos químicos la cavitación se verá favorecida con la difusión de los radicales OH^\bullet , una vez se generen burbujas más pequeñas con colapsos más rápidos, ambos efectos físicos y químicos dependerán de las configuraciones con la que cuente las

constricciones siendo un plato de orificios, un tubo venturi o estrangulación (Arrojo et al., 2008; Capocelli et al., 2014; Machnicka et al., 2009).

- **Efectos físicos**

La generación de burbujas en el proceso de cavitación hidrodinámica está asociado con la evaporación y expansión de gas tomando la energía del fluido líquido circundante, esta generación tiene cuatro parámetros importantes que se describen a continuación (Arrojo & Benito, 2008; Habashi et al., 2016; Petkovšek et al., 2015; Qin & Alehossein, 2015; Sreedhar et al., 2017):

- **Crecimiento de la burbuja:** a partir de un periodo de rarefacción y crecimiento de la burbuja se da el comienzo de la cavitación, dependiendo de un perfil de presión y escala de tiempo. El grado de crecimiento de las burbujas expresado bajo el parámetro R_{\max} / R_0 (Radio máximo de crecimiento de la burbuja/ Radio inicial de crecimiento de la burbuja) presenta un efecto sobre las fuerzas inerciales durante el colapso de las burbujas.
- **Colapso de burbuja:** durante la cavitación se generan un gran número de burbujas de diferentes tamaños las cuales llegan a colapsar en forma esférica simétrica y asimétrica. El colapso simétrico es generado por el aumento de presión y temperatura debido a una compresión de la burbuja haciendo detener la pared de la burbuja en un movimiento radial hacia el interior de esta, en este punto la burbuja colapsa causando una onda de choque afectando burbujas vecinas en las que se da un colapso asimétrico por este choque formando un micro chorro con velocidades del orden de 100m/s, también en los colapsos esféricos simétricos la temperatura aumenta miles de kelvin en cuestión de microsegundos luego cae la temperatura en condiciones extremas afectando la pared celular de la materia orgánica aumentando la biodegradabilidad de esta. Factores que están relacionados con el colapso de las burbujas son la velocidad de recuperación de presión la cual depende del tiempo de recuperación que si es bajo aumentara la velocidad de recuperación de presión esto causa una pérdida de energía en los colapsos ya que son más rápidos y las burbujas tienden a ser adiabáticas. Existe un parámetro adimensional el cual se utiliza para medir las pérdidas de energía en el colapso y es la relación entre la energía disipada

a través de las paredes de la burbuja en el colapso y la energía térmica contenida por la burbuja a su máxima temperatura, esta medida interpreta la capacidad que tiene una burbuja para concentrar energía durante el colapso.

- **Volumen de reacción:** este parámetro se relaciona con el volumen de muestra sometido a cavitación en el colapso, pero es una variable dinámica difícil de estimar, por lo tanto se ha considerado como la cantidad de núcleos que han sido sometidos a colapsos de implosión durante cada pulso de presión.
- **Tiempo de reacción:** la suma del registro de los picos de altas temperaturas durante la cavitación se le conoce como tiempo de reacción, este tiempo será proporcional a los colapsos por unidad de tiempo y los colapsos individuales. En cavitaciones transitorias el tiempo de reacción es proporcional a los tiempos de colapso de las burbujas.

- **Efectos químicos:**

El colapso de las burbujas durante la cavitación tiene incidencia sobre el comportamiento de las reacciones químicas que se identifican en tres fases que ocurren durante el colapso; en la fase gaseosa se da una descomposición termolítica de los solutos volátiles generando radicales OH^\bullet por las altas temperaturas. Durante la interfase gas-liquido existe un aumento de temperaturas entre 2000 K y 5000 K causando una descomposición de la mayoría de compuestos, en esta interfase en la fase líquida un pequeño número de radicales OH^* se difunden generando una oxidación por la extracción de hidrógeno. El vapor de agua se disocia a través del hidrógeno y radicales hidroxilo pero en ciertas circunstancias se difunden en la fase líquida degradando compuestos no volátiles (Bis et al., 2015b; Dular et al., 2016; Yi et al., 2018).

- **Numero de Cavitación C_v :**

La cavitación se produce idealmente en C_v conocido como número de cavitación el cual es un parámetro adimensional que describe la ocurrencia de cavitación o aumento en la magnitud de la cavidad ya presente (Šarc et al., 2016). Durante la disminución del número de cavitación se genera un aumento en la densidad numérica de cavidades aumentando su intensidad de colapso hasta tal punto que las cavidades comienzan a unirse entre sí formando una nube de cavidades donde la energía producida es absorbida por las cavidades

vecinas a esta condición se le conoce como cavitación ahogada, a continuación se describe la ecuación 7 (Gogate, 2002; Petkovšek et al., 2015):

$$C_v = \frac{P_2 - P_v}{\frac{1}{2} \rho v_{th}^2} \quad \text{Ec7.}$$

P_2 = presión aguas abajo.

P_v = presión de vapor del líquido.

v_{th} = velocidad del líquido.

ρ = densidad del líquido.

Cuando no se produce cavitación bajo condiciones ideales, la suma de la velocidad de cabeza será igual a la presión de cabeza y el líquido tendrá una tendencia a convertirse en vapor cuando se somete a una presión menor o igual a su presión de vapor. Dado el caso por el cual la presión de líquido cae por debajo de la presión de vapor se produce cavitación y la suma de la cabeza de presión será menor a la velocidad, lo que significa que parte de la energía será utilizada para la generación de la fase de vapor. Cuánto más bajo es el número de cavitación mayor será la energía utilizada en el proceso de cavitación aumentando su intensidad. Idealmente las cavidades se generan en una condición $C_v \leq 1$ y en ciertos casos en donde la cavitación es $C_v \geq 1$ existirá presencia de gases disueltos y partículas disueltas las cuales generaran núcleos necesarios para que dé inicio a la cavitación (Mandar Badve et al., 2013).

- **Consideraciones para los parámetros de cavitación hidrodinámica:**

Durante la operación de un proceso de cavitación hidrodinámica se deben tener ciertas consideraciones para el manejo de parámetros óptimos de operación los cuales se presentan a continuación (Gogate, 2002; Gogate & Bhosale, 2013; Gogate & Pandit, 2004, 2005; Gogate & Patil, 2015; Saharan et al., 2013):

- **Presión de entrada:** la presión óptima de entrada dependerá del tipo de reactor, se espera la generación de una súper cavitación afectando la intensidad de cavitación provocando una disminución significativa de degradación, para módulos

hidrodinámicos de tipo placa de orificio de baja presión y tubo venturi con derivación se esperan presiones en un intervalo de 4-6bares.

- **Temperatura de operación:** la temperatura de operación tendrá efecto sobre el grado de degradación debido a efectos como el aumento de la velocidad cinética y la disminución en la intensidad de cavitación por mayor efecto en la volatilidad de las sustancias. Con el aumento de la temperatura por la generación de burbujas vaporosas la eficiencia de cavitación se verá afectada, este aumento también afecta las tasas cinéticas de degradación generando mayor presencia de contaminantes en las burbujas colapsantes. Es importante optimizar la temperatura de operación dependiendo del compuesto específico el cual se va a tratar.
- **pH:** para realizar la cavitación hidrodinámica se debe optimizar el pH, debido a su efecto sobre la degradación inducida por la cavitación. Bajo condiciones alcalinas el grado de degradación es mucho menor sobre el compuesto tratado que en condiciones ácidas, el valor exacto dependerá del compuesto específico (valor pKa) o del pH natural de la solución.
- **Concentración inicial del compuesto:** la degradación de un compuesto disminuirá por el aumento de su concentración inicial, aunque los efectos mejorados necesitan ser comparados con el aumento del volumen de solución a tratar.
- **Condiciones geométricas:** En el proceso de cavitación hidrodinámica su eficiencia dependerá de la cantidad de número de cavidades generadas en el dispositivo, la intensidad de colapso de la cavidad, geometría del dispositivo de cavitación, condiciones de flujo, escala de turbulencia y la tasa de recuperación de presión. En el primer paso para el diseño de reactores hidrodinámicos se debe comprender la relación del comportamiento de la cavidad con los parámetros de operación y cuantificar su intensidad de cavitación, la condición de cavitación en el reactor puede alterarse con la modificación de la relación del perímetro de los orificios de cavitación a su sección de área transversal en el caso de una placa de orificios y la modificación de la longitud de la garganta a su diámetro/altura y ángulo divergente en el caso de un tubo venturi.

6. METODOLOGÍA

La fase de experimentación de la “Evaluación del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante cavitación hidrodinámica”, se llevó a cabo en el Laboratorio de Aguas de la planta de Bioprocesos ubicada en la granja Tesorito de la Universidad de Caldas, la cual se encuentra en el parque industrial Juanchito en la ciudad de Manizales. El laboratorio cuenta con material para realizar análisis de DBO₅, DQO, SST, pH y un Cavitador hidrodinámico donde se procesaron las muestras para su análisis posterior. En el Laboratorio de Analítica en Investigación que pertenece al grupo de investigación GICTA del semillero de investigación SIMTA ubicado en el edificio de laboratorios de la Universidad de Caldas se llevaron a cabo los análisis de COT.

6.1 MUESTREO LIXIVIADOS

Debido a la influencia climática la composición de lixiviados cambia dependiendo la época en la que se realice el muestreo, se establecieron dos fechas donde se tuvo en cuenta las precipitaciones generadas en la zona influyente al relleno sanitario “La Doradita” ubicado en el municipio de La Dorada y el relleno sanitario “Eucaliptos” ubicado en el municipio de Aguadas ambos en el departamento de Caldas, en cada visita se tomaron muestra puntuales de 280 litros en recipientes de 20 y 40 litros cada uno, la primera muestra fue tomada el días 22 de enero de 2018 donde se registró una temperatura ambiente de 36°C, el caudal del vertedero era de 5 l/s, este caudal puede variar hasta 14 l/s dependiendo de las precipitaciones que se presenten en la zona, para ese mes y día no se registraron precipitaciones según IDEAM, (2018b). Para el 10 de mayo de 2018 se realizó un segundo muestreo en el mismo relleno sanitario en donde se registró para esta época aumento en las precipitaciones en un promedio entre 20-40mm según IDEAM, (2018a) , el caudal registrado fue de 10 l/s y la temperatura ambiente de 30°C. El día 23 de julio de 2018 se realizó un tercer muestreo en el relleno sanitario “Eucaliptos” ubicado en el municipio de Aguadas, donde se reportaron para esta época precipitaciones de 20-40mm según IDEAM, (2018c), el caudal reportado por la administración del relleno fue de 8 l/s con una

temperatura ambiente de 19°C. Las muestras en ambos casos fueron transportadas de inmediato a la planta de Bioprocesos almacenándolas a 4°C para su posterior análisis. En el Anexo 1., se reporta la visita realizada al relleno sanitario “La Doradita” en el municipio de La Dorada del departamento de Caldas.

6.2 VARIABLES MEDIDAS EN LIXIVIADOS SIN TRATAMIENTO, CON APLICACIÓN DE TRATAMIENTO DE CAVITACIÓN HIDRÓDINAMICA Y CAVITACIÓN HIDRÓDINAMICA + OXIDANTE (H₂O₂).

Durante la fase experimental de la “Evaluación del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante cavitación hidrodinámica” se realizó la medición de las variables anexas en la tabla 6., con el fin de caracterizar la muestra inicial de cada muestreo de lixiviados, la aplicación del tratamiento de cavitación hidrodinámica y cavitación hidrodinámica con oxidante donde se evaluó el efecto de estos tratamientos sobre la muestra inicial.

Tabla 6. Variables fisicoquímicas a evaluar de los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios y sus posteriores tratamientos.

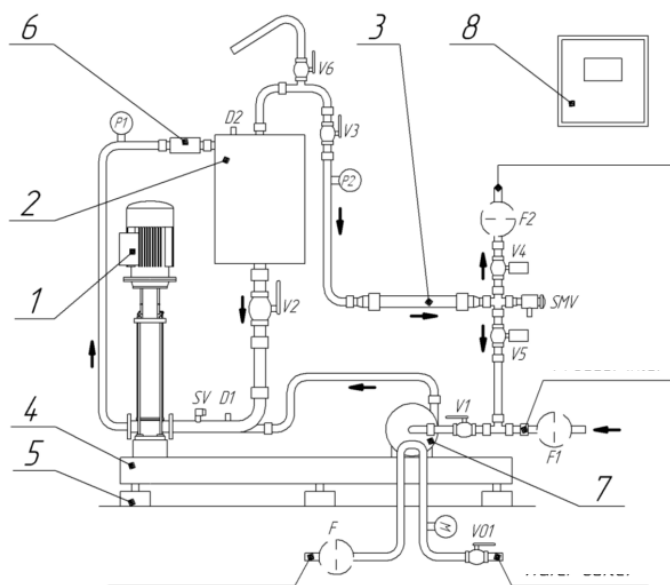
	FASES DE EVALUACIÓN DE LIXIVIADOS			
VARIABLE	CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS	LIXIVIADOS SOMETIDOS A CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA	LIXIVIADOS SOMETIDOS A CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA + OXIDANTE (H ₂ O ₂)	MÉTODO
DBO ₅	X	X	X	Método respirométrico (HACH, 2010).

DQO	X	X	X	Método de muestra con agua oxidada con solución sulfúrica caliente de dicromato potásico y sulfato de plata como catalizador, corresponde a ISO 15705 y es análogo a EPA 410.4 y APHA 5220 D. (MERCK, 2011).
COT	X	X	X	Análisis en equipo TELEDYNE Tekmark calibrado con ftalato ácido de potasio ($C_8H_5KO_4$) a temperatura 680°C con detector infrarrojo no dispersivo NDIR(Taborda & Moreano, 2016).
SST	X	X	X	Método gravimétrico (Londoño Carvajal et al., 2010)
pH	X	X	X	Método potenciométrico (Londoño Carvajal et al., 2010)

6.3 PROCESO DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA

En el proceso de cavitación hidrodinámica se realizó el uso de un cavitador hidrodinámico diseñado para tratamiento de aguas residuales como se observa en la Figura 5. El reactor fue utilizado en el presente estudio para tratar y evaluar el efecto del proceso de cavitación en las muestras de lixiviados provenientes de ambos rellenos sanitarios, en flujo continuo el reactor cuenta con una capacidad de operación máxima de 1,4-0,4 m³/h, pero en este caso se trabajó por lotes entre 50-80 litros de volumen de lixiviado, como se observa en la Fotografía 1., se adaptó un tanque de alimentación con capacidad de 50 litros. Este hidrocavitador cuenta con una bomba de alimentación de 10 m³/h y un consumo de energía de 2,2 kW a 50Hz con sistema de refrigeración, una bomba principal de 10 m³/h con consumo de energía de 7,5kw a 50 Hz la cual se encarga de acelerar el flujo del lixiviado hasta el módulo hidrodinámico que en este caso es un tubo venturi circular donde el lixiviado aumenta su energía cinética y en la constricción del tubo venturi da lugar a la disminución de la presión por debajo de la presión de vapor liquido generando burbujas que colapsan una vez recuperan la presión liberando gran cantidad de energía en microsegundos, al final del proceso se toman las muestras para su posterior análisis (Carpenter et al., 2017).

Figura 5. Cavitador hidrodinámico.



Cavitador hidrodinámico: 1-bomba eléctrica de succión. 2- Cámara de resonancia. 3-lámpara desinfección. 4- Soporte del equipo. 5-Amortiguador. 6-Módulo Hidrodinámico. 7-Bomba Centrífuga. 8-Unidad de control. V1-Válvula de alimentación. V2, V3- Válvulas de regulación. V4-Válvula de salida de producto. V5-Válvula de bypass. V6-Válvula de salida de aire. V01-Válvula de enfriamiento del sistema. P1, P2-Sensores de presión. D1, D2-Sensores de temperatura. M- Manómetro. SV-Válvula de seguridad. SMV- Válvula de muestreo. F, F1, F2-Filtro de producto.

Fotografía 1. Cavitador hidrodinámico, fuente propia.



6.4 SELECCIÓN Y ANÁLISIS DE PARÁMETROS ÓPTIMOS

Según Gogate & Patil, (2015) se han considerado varios parámetros con los que han optimizado el proceso de cavitación hidrodinámica logrando gran parte de la degradación de la materia orgánica, pero en este caso y no se pudo realizar una modificación en el tubo venturi, tampoco se contó con la instrumentación para realizar la medición de la presión de entrada del sistema, se toma como variable de control el tiempo de proceso (30 min, 60 min, 90 min) para evaluar el efecto de solo la cavitación hidrodinámica en las muestras de

lixiviados y se tomaron como variables de respuesta (DBO_5 , DQO, COT, SST). Una vez definido el tiempo de operación se evaluaron las concentraciones óptimas a utilizar de agente oxidante (peróxido de hidrogeno H_2O_2 al 50% de concentración) en las muestras de lixiviados para este caso se utilizaron (50ppm, 125 ppm y 200 ppm) valores tomados como referencia del estudio realizado por Patil & Gogate, (2012) de igual manera se toman como variable de respuesta los parámetros ya nombrados. En el análisis de datos sobre el efecto de los de parámetros óptimos se realizó un diseño factorial a cuatro niveles, se tomó como factor 1 el tiempo de proceso y factor 2 la concentración del oxidante utilizado (peróxido de hidrogeno H_2O_2), a través de un software para análisis estadístico (STATGRAPHICS) se realizó el análisis de varianza ANOVA evaluando la importancia de los factores.

Figura 6. Esquema del proceso de cavitación hidrodinámica + oxidante, con las variables de control y variables de respuesta,

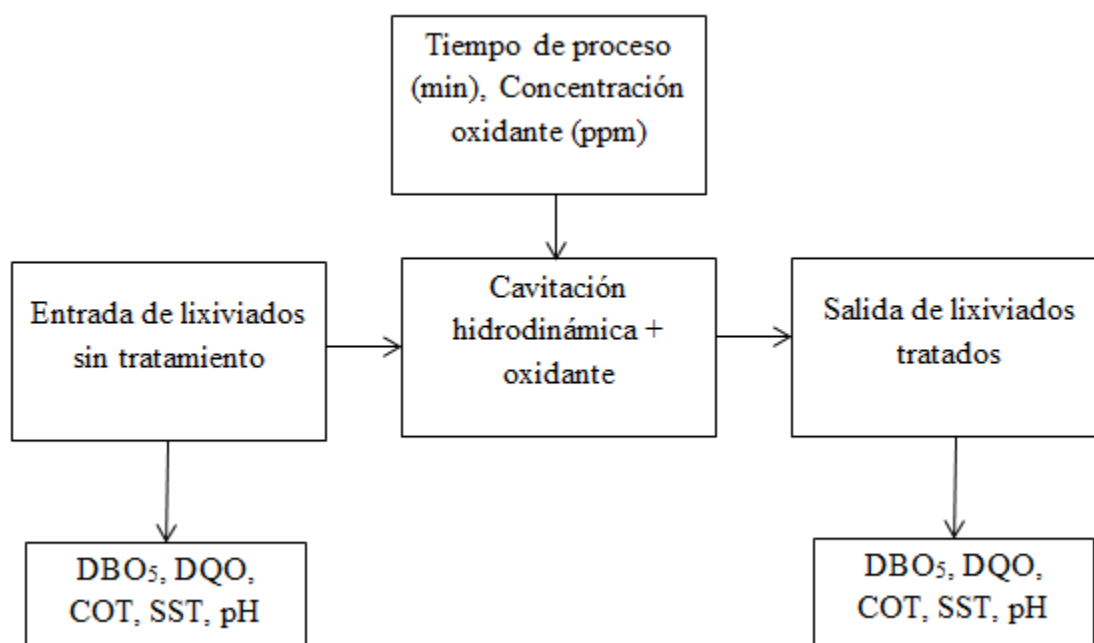


Tabla 7. Fotografías de caracterización de muestras DBO₅, DQO, COT, SST, fuente propia.

 <p>Análisis DBO₅</p>	 <p>Análisis DQO</p>
 <p>Análisis COT</p>	 <p>Análisis SST</p>

6.5 EVALUACIÓN TECNO-ECONÓMICA DEL PROCESOS DE CAVITACIÓN DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

Para el análisis tecno-económico se tomaron los parámetros óptimos de operación del proceso de cavitación hidrodinámica previamente analizados y se realizó una evaluación tecno-económica donde se definió la viabilidad de la implementación del proceso a un tren de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios para mejorar sus condiciones de vertimiento, a través tres parámetros como lo son el valor presente neto (VPN), tasa interna de retorno (TIR) y el costo efectivo anual (CEA). El costo efectivo anual (CEA) ha sido tomado para realizar el cálculo de la inversión a través de los costos de materiales y

equipos, costo de personal y el costo operacional del proceso, estos costos se detallan y definen en su cálculo para tener claro el capital de trabajo necesario en la operación del proyecto, además se realizara un diagrama de flujo para el detalle completo del proceso. Las dos variables más importantes para el evaluar la viabilidad de un proyecto serán el valor presente neto (VPN) como el excedente medido después de obtener la rentabilidad deseada luego de recuperar la inversión inicial y la tasa interna de retorno (TIR) definiéndose como los intereses de los dineros que han sido mantenidos como inversión (Chain, 2011).

López Vásquez, (2017) realiza un análisis tecno-económico sobre un proceso de fotocátalisis para el tratamiento de un lixiviado proveniente de lodos generados en el proceso de faenado de aves, en este análisis propone realizar el flujo de caja compuesto por la sumatoria del valor anual correspondiente al pago de la tasa retributiva y la multa impuesta dada una ocurrencia instantánea que en este caso se difiere a 15 años de vida del proyecto para la evaluación tecno-económica y se tendrán en consideración los siguientes aspectos:

- Diagrama de flujo del proceso
- Costo de materiales y equipos
- Estimación de los costos de operación
- Estimación de capital de inversión
- Estimación flujo de caja
- Evaluación económica

7. RESULTADOS Y ANÁLISIS:

7.1 TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS MEDIANTE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA + OXIDANTE (H₂O₂):

Como fase previa se realizó la caracterización de las muestras de lixiviados provenientes de ambos rellenos sanitarios, para el relleno “La Doradita” se tienen dos muestras en las cuales se evidencia un cambio en sus composiciones por efecto de las precipitaciones afectando la biodegradabilidad de la muestra por la dilución de compuestos inorgánicos (Arias & Agudelo, 2006) como se observa en la tabla 8. Las tres muestras no cumplen con parámetros de vertimiento para la resolución 0631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015) debido a que los parámetros de DQO y DBO₅ se encuentran por fuera de los rangos DQO (2000 mg/l), DBO₅ (800 mg/l) y para los SST (400 mg/l) las tres muestras cumplen.

Tabla 8. Caracterización de lixiviados.

CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS			
TIPO DE MUESTRA	LA DORADITA 22-01-2018	LA DORADITA 10-05-2018	LOS EUCALIPTOS 23-07-2018
DBO ₅ [mg/l]	3684,43	2724,85	756,73
DQO [mg/l]	23680	34405	17263
SST [mg/l]	10	10	0,1
COT [mg/l]	620,41	609,77	327,6
DBO ₅ /DQO	0,16	0,08	0,04
Precipitaciones [mm]	0	20-40	20-40

Para realizar los tratamientos de lixiviados mediante cavitación hidrodinámica + oxidante (H_2O_2) se caracterizó cada muestra de lixiviado, posteriormente se realizó la determinación del tiempo óptimo de cavitación y concentración óptima de oxidante, una vez determinados estos parámetros se replicaron en una muestra de lixiviado proveniente del relleno sanitario “Los Eucaliptos”, a continuación se presentan los resultados obtenidos:

7.1.1 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE CAVITACIÓN:

En la determinación del tiempo óptimo de cavitación se caracterizaron los lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Doradita” del municipio de La Dorada en el departamento de Caldas tomadas el 22 de enero de 2018. En la caracterización inicial se tomaron como variables de respuesta el análisis de DBO_5 , DQO, COT, SS, estos lixiviados presentaban un pH de 8,92 y una temperatura de $5^{\circ}C$ en su fase inicial. Una vez fueron tratados los lixiviados mediante cavitación hidrodinámica en tres tiempos determinados se analizaron los datos obtenidos a través de un análisis varianza ANOVA en donde se evaluó la importancia y efecto de cada variable de respuesta para así escoger el tiempo óptimo de cavitación, a continuación se presentan los resultados obtenidos:

Tabla 9.Muestra inicial + tiempos de cavitación.

TIEMPOS DE CAVITACIÓN				
Indicador	Sin cavitación	30 min	60 min	90 min
DBO_5 [mg/l]	3684,43	2809,28	2776,55	2676,75
DQO [mg/l]	23680,00	11083,33	13063,33	14550,00
SST [mg/l]	10,00	0,13	0,13	0,10
COT [mg/l]	620,41	484,91	516,47	490,92

Tabla 10. Porcentaje de remoción en los tiempos de cavitación por cada variable de respuesta.

% REMOCIÓN EN TIEMPO DE CAVITACIÓN			
Indicador	30 min	60 min	90 min
DBO5 [%]	23,75	24,64	27,35
DQO [%]	53,20	44,83	38,56
SST [%]	98,67	98,67	99,00
COT [%]	21,84	16,75	20,87

- **DBO₅:**

En el análisis de la DBO₅ se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 11. Pruebas de normalidad para residuos prueba DBO₅.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,916713	0,360109

Tabla 12. Resumen estadístico para % remoción DBO₅.

Tiempo de cavitación [min]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
30	3	23,7533	5,72821	24,12%	18,67	29,96	11,29	0,600006	
60	3	24,64	4,40317	17,87%	20,94	29,51	8,57	0,785811	
90	3	27,35	8,96408	32,78%	20,48	37,49	17,01	1,00629	
Total	9	25,2478	5,98097	23,69%	18,67	37,49	18,82	1,39725	0,543174

Tabla 13.ANOVA para %remoción DBO₅ por Tiempo de cavitación.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre-grupos	21,0663	2	10,5331	0,24	0,7950
Dentro de grupos	265,11	6	44,185		
Total	286,176	8			

La tabla 11., muestra las diferencias estadísticas del % remoción DBO₅ para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 12., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del % remoción de DBO₅ en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 0,24 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es mayor que 0,05, no existe una diferencia significativa entre la media del %remoción DBO₅ y entre los niveles de tiempo de cavitación. En la tabla 13., Se aplica una prueba de múltiples rangos para %remoción DBO₅ por cada tiempo de cavitación y se encuentra que no existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, debido a que se identifica un grupo homogéneo según la alineación de las X en columna. Se utilizó el método de diferencia honestamente significativa de (HSD) Tukey y se corre un riesgo del 5,0% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla 14.Pruebas de Múltiple Rangos para %remoción DBO₅ por Tiempo de cavitación, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
30	3	23,7533	X	30 – 60		-0,886667	16,6529
60	3	24,64	X	30 – 90		-3,59667	16,6529
90	3	27,35	X	60 – 90		-2,71	16,6529

- **DQO**

En el análisis de la DQO se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 15.Prueba de normalidad para residuos prueba DQO

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,954751	0,735859

Tabla 16.Resumen estadístico %remoción DQO.

Tiempo de cavitación [min]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
30	3	53,1967	0,535942	1,01%	52,58	53,55	0,97	-1,186	
60	3	44,8333	2,90528	6,48%	42,69	48,14	5,45	1,06984	
90	3	38,5567	4,24517	11,01%	34,29	42,78	8,49	-0,032477	
Total	9	45,5289	6,86631	15,08%	34,29	53,55	19,26	-0,254779	-0,658762

Tabla 17.ANOVA para %remoción DQO por tiempo de cavitación.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	323,671	2	161,836	18,15	0,0029
Dentro de grupos	53,4986	6	8,91643		
Total	377,17	8			

La tabla 15., muestra las diferencias estadísticas del %remoción DQO para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 16., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del % remoción DBO₅ en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 18,15 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es menor que 0,05, existe una diferencia significativa entre la media del %remoción DQO y entre los niveles de tiempo de cavitación con un 95,0% de

confianza. En la tabla 17., Se aplica una prueba de múltiples rangos para %remoción DQO por cada tiempo de cavitación para determinar cuáles medias son significativamente diferentes con un nivel de confianza del 95,0%. Se evidencia las diferencias estimadas entre cada par de medias, el asterisco que se encuentra al lado de los 2 pares indica que estos muestran diferencias significativas con un nivel de confianza del 95,0%, de igual forma se identifican 2 grupos homogéneos según la alineación de las X en columnas por lo tanto no existe diferencia entre estos.

Tabla 18.Pruebas de múltiples rangos para %de remoción DQO por Tiempo de cavitación, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
90	3	38,5567	X	30 – 60	*	8,36333	7,48079
60	3	44,8333	X	30 – 90	*	14,64	7,48079
30	3	53,1967	X	60 – 90		6,27667	7,48079

- **SST**

En el análisis de la prueba de SST se realizó una prueba de normalidad para residuos en donde el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea de que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 19.Pruebas de normalidad para residuos prueba SST.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,767401	0,00916356

Tabla 20.Resumen estadístico para %remoción SST.

Tiempo de cavitación [min]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
30	3	98,6667	0,57735	0,59%	98	99	1	-1,22474	
60	3	98,6667	0,57735	0,59%	98	99	1	-1,22474	
90	3	99	0	0%	99	99	0		
Total	9	98,7778	0,440959	0,45%	98	99	1	-1,9839	0,449906

La tabla 19., muestra las diferencias estadísticas del %remoción SST para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 20., se encuentra la prueba Kruskal-Wallis que evalúa la hipótesis de que las medias de %remoción SST dentro de cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación son iguales. Se combinan los datos de todos los niveles y se ordenan de menor a mayor, luego se calcula el rango promedio para los datos de cada nivel, y como el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95,0%.

Tabla 21.Prueba de Kruskal-Wallis para % remoción SST por tiempo de cavitación, Estadístico = 1,14286 Valor-P = 0,564718

Tiempo de cavitación [min]	Tamaño Muestra	Rango Promedio
30	3	4,5
60	3	4,5
90	3	6,0

Tabla 22.Pruebas de múltiples rangos para %remoción SST por tiempo de cavitación, método: 95,0% Duncan, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia
60	3	98,6667	X	30 – 60		0
30	3	98,6667	X	30 – 90		-0,333333
90	3	99	X	60 – 90		-0,333333

La tabla 21., indica la comparación múltiple para determinar cuáles medias son diferentes de otras, en esta no se evidencia diferencias significativas entre cualquier par de medias con un nivel de confianza del 95,0%, además se identifica un grupo homogéneo según la alineación de las X en columna. El método empleado para discriminar la diferencia entre medias es el procedimiento de comparación múltiple de Duncan, con este método existe un riesgo del 5,0% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0.

- **COT**

En el análisis de la COT se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea de que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 23.Pruebas de normalidad para residuos prueba COT.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,875617	0,138858

Tabla 24.Resumen estadístico para %remoción COT

Tiempo de cavitación [min]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
30	3	21,84	6,3517	29,08%	17,03	29,04	12,01	1,02779	
60	3	16,75	5,13112	30,63%	12,45	22,43	9,98	0,793883	
90	3	20,8733	3,4971	16,75%	18,16	24,82	6,66	0,982621	
Total	9	19,8211	5,02057	25,33%	12,45	29,04	16,59	0,639423	0,119637

La tabla 23., muestra las diferencias estadísticas del %remoción COT para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 24., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del %remoción COT en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 0,83 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es mayor que 0,05, no existe una diferencia significativa entre la media del %remoción COT y entre los niveles de tiempo de cavitación. En la tabla 25., se aplica una prueba de múltiples rangos para %de reducción de COT por cada tiempo de cavitación y se encuentra que no existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, debido a que se identifica un grupo homogéneo según la alineación de las X en columna.

Tabla 25.ANOVA para %remoción COT por Tiempo de cavitación.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	43,8444	2	21,9222	0,83	0,4793
Dentro de grupos	157,804	6	26,3007		
Total	201,649	8			

Tabla 26. Pruebas de múltiple rangos para %remoción COT por Tiempo de cavitación, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
60	3	16,75	X	30 – 60		5,09	12,848
90	3	20,8733	X	30 – 90		0,966667	12,848
30	3	21,84	X	60 – 90		-4,12333	12,848

El análisis de varianza para el factor 1 (tiempo de cavitación), da como resultado un tiempo óptimo de cavitación de 30 min, ya que en este se encuentran las mayores diferencias significativas para las variables de respuesta (DQO, SST), con un porcentaje de remoción de 53,20% para DQO y 98,67% para SST contra los resultados obtenidos para los otros dos tiempos de cavitación analizados, en las variables (DBO₅, COT) se obtuvo un porcentaje de remoción del 23,75 % para DBO₅ y 21,84% para COT, los demás tiempos se descartan según Arrojo & Benito, (2008) debido que a una mayor escala de tiempo de cavitación se generaran burbujas más grandes las cuales colapsan violentamente disminuyendo el umbral de cavitación. En este tiempo de cavitación el pH de la muestra no se presentó diferencias significativas reportándose un pH de 8,77 con una temperatura de 45°C.

En este tratamiento se evidencia un aumento en la biodegradabilidad de la muestra (DBO₅/DQO) 0,15 a 0,25 posiblemente por efecto del rompimiento molecular grande de materia orgánica (Kulikowska & Klimiuk, 2008). Además en este proceso de cavitación toma lugar el tiempo óptimo de cavitación generando una disminución de compuestos inorgánicos no biodegradables medidos como DQO debido al efecto del tiempo de exposición al proceso de cavitación de las moléculas del contaminante, generando un colapso térmico en las moléculas atrapadas por las cavidades donde a su vez los radicales libres (OH*) realizan un ataque en las moléculas del contaminante en la interfaz cavidad-liquido provocando su oxidación, dado esto se da una reorganización de las estructuras moleculares de compuestos inorgánicos no biodegradables a compuestos más biodegradables (Mandar Badve et al., 2013; Carpenter et al., 2017).

Bis et al.,(2015a) reportan un tiempo de cavitación de 30 min en un cavitador hidrodinámico con una configuración de platos, en el cual aumento la biodegradabilidad (DBO₅/DQO) de un lixiviado maduro de un relleno sanitario de 0,046 a 0,056. Según Kurniawan et al., (2006) el índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) indica la edad del lixiviado de relleno sanitario (0,5-1,0 lixiviado joven, 0,1-0,5 edad intermedia de lixiviado, <0,1 edad madura de lixiviado), debido al efecto del proceso de cavitación el lixiviado se puede catalogar como un lixiviado maduro a pesar de provenir de un relleno sanitario joven, con este proceso se puede aumentar la biodegradabilidad del lixiviado mejorando sus características con el fin de cumplir con los parámetros normativos.

7.1.2 DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN ÓPTIMA DE OXIDANTE (H₂O₂):

Para la determinación de la concentración óptima de oxidante se realizó la cavitación hidrodinámica con el tiempo óptimo de cavitación el cual fue de 30 min, en este ensayo se trabajó con la muestra de lixiviados tomada el 10 de mayo de 2018 en el relleno sanitario “La Doradita”, se tomaron como referencia tres concentraciones diferentes de oxidante (H₂O₂), la muestra inicial conto con un pH inicial de 7,94 y una temperatura de 5°C, luego se realizó la cavitación hidrodinámica en donde se aplicó el oxidante, a continuación se presentan los siguientes resultados por cada variable de respuesta:

Tabla 27.Medición de variables de respuesta con aplicación de oxidante.

DETERMINACIÓN CONCENTRACIÓN OXIDANTE (H₂O₂)				
Muestra	DBO5 [mg/l]	DQO [mg/l]	SST [mg/l]	COT [mg/l]
Sin tratamiento	2724,85	34405,00	10,00	609,77
50	1747,61	24055,00	0,05	530,79
125	1575,95	22475,00	0,00	513,85
200	1320,21	21260,00	0,00	518,50

Tabla 28. %remoción para variables de respuesta con aplicación de oxidante.

% REMOCIÓN CON OXIDANTE (H2O2)			
Indicador / Tratamiento	50 ppm	125 ppm	200 ppm
DBO5 [%I]	35,86	42,16	51,55
DQO [%]	30,08	34,68	38,21
SST [%]	99,50	100,00	100,00
COT [%]	12,95	15,73	14,97

- **DBO₅**

En el análisis de la DBO₅ se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea de que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 29. Pruebas de normalidad para residuos prueba DBO₅.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,963749	0,85104

Tabla 30. Resumen estadístico para %remoción DBO₅

Concentración oxidante [ppm]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado
50	2	35,865	0,346482	0,97%	35,62	36,11	0,49	
125	2	42,165	0,219203	0,52%	42,01	42,32	0,31	
200	2	51,55	0,113137	0,22%	51,47	51,63	0,16	
Total	6	43,1933	7,06219	16,35%	35,62	51,63	16,01	0,319729

La tabla 29., muestra las diferencias estadísticas del %remoción DBO₅ para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 30., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del %remoción DBO₅ en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 2066,27 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido

a que el valor-P de la razón-F es menor que 0,05, existe una diferencia significativa entre la media del %remoción DBO₅ y entre los niveles de la concentración de oxidante. En la tabla 31., se aplica una prueba de múltiples rangos para %remoción DBO₅ por cada concentración de oxidante y se encuentra que existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, el asterisco que se encuentra al lado de los 3 pares indica que estos tienen diferencias significativas con un nivel del 95,0% de confianza, además se identifican 3 grupos homogéneos los cuales no presentan diferencias significativas debido a que estos niveles comparten una misma X en la columna.

Tabla 31. ANOVA para %remoción DBO₅ por concentración oxidante.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	249,192	2	124,596	2066,27	0,0000
Dentro de grupos	0,1809	3	0,0603		
Total	249,373	5			

Tabla 32. Pruebas de múltiple rangos para %remoción DBO₅ por concentración oxidante, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
50	2	35,865	X	50 - 125	*	-6,3	1,02533
125	2	42,165	X	50 - 200	*	-15,685	1,02533
200	2	51,55	X	125 - 200	*	-9,385	1,02533

- **DQO**

En el análisis de la DQO se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 33.Pruebas de normalidad para residuos de prueba DQO.

<i>Prueba</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Valor-P</i>
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,966482	0,867554

Tabla 34.Resumen estadístico para %de remoción DQO.

Concentración oxidante [ppm]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
50	2	30,08	0,183848	0,61%	29,95	30,21	0,26		
125	2	34,675	0,841457	2,43%	34,08	35,27	1,19		
200	2	38,205	0,205061	0,54%	38,06	38,35	0,29		
Total	6	34,32	3,66545	10,68%	29,95	38,35	8,4	-0,208775	-0,972275

La tabla 33., muestra las diferencias estadísticas del %remoción DQO para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 34., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del %remoción DQO en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 127,04 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es menor que 0,05, existe una diferencia significativa entre la media del %remoción DQO y entre los niveles de la concentración de oxidante. En la tabla 35., Se aplica una prueba de múltiples rangos para %remoción DQO por cada concentración de oxidante y se encuentra que existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, el asterisco que se encuentra al lado de los 3 pares indica que estos pares muestran diferencias significativas con un nivel del 95,0% de confianza, además se identifican 3 grupos homogéneos los cuales no presentan diferencias significativas debido a que estos niveles comparten una misma X en la columna.

Tabla 35.ANOVA para %remoción DQO por concentración oxidante.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	66,3937	2	33,1969	127,04	0,0013
Dentro de grupos	0,7839	3	0,2613		
Total	67,1776	5			

Tabla 36.Pruebas de múltiple rangos para %remoción DQO por concentración oxidante, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
50	2	30,08	X	50 - 125	*	-4,595	2,13438
125	2	34,675	X	50 - 200	*	-8,125	2,13438
200	2	38,205	X	125 - 200	*	-3,53	2,13438

- **SST**

En el análisis de los SST se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 37.Pruebas de normalidad para residuos prueba SST.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,827155	0,0936033

Tabla 38.Resumen estadístico para %de remoción SST.

Concentración oxidante [ppm]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
50	2	99,5	0,707107	0,71%	99	100	1		
125	2	100	0	0%	100	100	0		
200	2	100	0	0%	100	100	0		
Total	6	99,8333	0,408248	0,41%	99	100	1	-2,44949	3

La tabla 37., muestra las diferencias estadísticas del %remoción SST para cada uno de los 3 niveles de tiempo de cavitación, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 38., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza del %remoción SST en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 1,00 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es mayor que 0,05, no existe una diferencia significativa entre la media del %remoción SST y entre los niveles de la concentración de oxidante. En la tabla 39., se aplica una prueba de múltiples rangos para %remoción SS por cada concentración de oxidante y se encuentra que no existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95,0%. Se identifican 3 grupos homogéneos los cuales no presentan diferencias significativas debido a que estos niveles comparten una misma X en la columna.

Tabla 39.ANOVA para %remoción SST por concentración oxidante

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,333333	2	0,166667	1,00	0,4648
Dentro de grupos	0,5	3	0,166667		
Total	0,833333	5			

Tabla 40.Pruebas de múltiple rangos para %remoción SST por concentración oxidante, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
50	2	99,5	X	50 - 125		-0,5	1,70462
200	2	100	X	50 - 200		-0,5	1,70462
125	2	100	X	125 - 200		0	1,70462

- **COT**

En el análisis de la COT se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 41.Pruebas de normalidad para residuos prueba COT.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,741093	0,0168237

Tabla 42.Resumen estadístico para %remoción COT.

Concentración oxidante [ppm]	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
50	2	12,95	5,43058	41,94%	9,11	16,79	7,68		
125	2	15,73	4,56791	29,04%	12,5	18,96	6,46		
200	2	14,965	5,14067	34,35%	11,33	18,6	7,27		
Total	6	14,5483	4,1239	28,35%	9,11	18,96	9,85	-0,16738	-1,10027

La tabla 41., muestra las diferencias estadísticas del %remoción COT para cada uno de los 3 niveles de concentración de oxidante, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 42., se encuentra la prueba Kruskal-Wallis que evalúa la hipótesis de que las medias de %remoción COT dentro de cada uno de los 3 niveles de concentración de oxidante son iguales. Se combinan los datos de todos los niveles y se ordenan de menor a mayor, luego se calcula el rango promedio para los datos de cada nivel, y como el valor-P

es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95,0%.

Tabla 43. Prueba de Kruskal-Wallis para %remoción COT por concentración oxidante, estadístico = 1,14286 Valor-P = 0,564718.

Concentración oxidante [ppm]	Tamaño Muestra	Rango Promedio
50	2	2,5
125	2	4,5
200	2	3,5

Tabla 44. Pruebas de múltiple rangos para %remoción COT por concentración oxidante, método: 95,0% Duncan, * indica una diferencia significativa.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia
50	2	12,95	X	50 - 125		-2,78
200	2	14,965	X	50 - 200		-2,015
125	2	15,73	X	125 - 200		0,765

La tabla 43., indica la comparación múltiple para determinar cuáles medias son diferentes de otras, en esta no se evidencia diferencias significativas entre cualquier par de medias con un nivel de confianza del 95,0%, además se identifica un grupo homogéneo según la alineación de las X en columna. El método empleado para discriminar la diferencia entre medias es el procedimiento de comparación múltiple de Duncan, con este método existe un riesgo del 5,0% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0.

Durante el análisis de varianza para el factor 2(concentración de oxidante), se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos propuestos con un mismo tiempo de cavitación (30min) y tres concentraciones diferentes de oxidante (50ppm, 125 ppm y 200ppm), se toma como la concentración optima la de 200 ppm de oxidante (H₂O₂) ya que en esta, las variables de respuesta (DBO₅, SST) arrojan mejores porcentajes de remoción

51,55% para DBO_5 y 100% para SST y en las variables (DQO, COT) se tiene un porcentaje de remoción de 38,21% para DQO y 14,97% para COT, en este ensayo para esta concentración el pH de la muestra no tiene cambios significativos reportándose un pH de 8,00 y una temperatura de 45°C. La remoción de SST en esta muestra de lixiviado es alta debido a su baja concentración inicial de 10mg/l haciendo las veces de sedimentador y reteniendo parte de estos sólidos el cavitador.

La biodegradabilidad (DBO_5/DQO) para esta muestra se ve afectada registrando una disminución del 0,079-0,062, ya que en este ensayo con las condiciones dadas para el tiempo de cavitación, se generan productos intermedios por la adición de H_2O_2 volviéndolos resistentes a su oxidación por efecto del radical hidroxilo OH^* (Xu et al., 2018), esto se evidencia en la disminución del porcentaje de remoción de DQO muy diferente al ensayo anterior por la presencia de compuestos recalcitrantes, a su vez se observa un porcentaje de remoción del 51,55% para DBO_5 , lo cual indica que la muestra se encuentra en una fase metanogénica con bajas concentraciones de ácidos orgánicos y cantidades más altas de ácidos húmicos y fúlvicos originados por degradación de la materia orgánica (da Costa et al., 2018).

El bajo porcentaje de remoción de COT 14,9% en este ensayo puede estar atribuido a la presencia de compuestos orgánicos de alto peso molecular como ácidos carboxílicos y aldehídos de corta cadena resistentes a radicales hidroxilo (Choi & Chung, 2019; De Moraes & Zamora, 2005), además Patil & Gogate, (2012) reportan en su estudio una concentración óptima de 200 ppm para degradar un contaminante mediante cavitación hidrodinámica, logrando un porcentaje de remoción de COT del 56,4% atribuido a una mejora en la generación de radicales libres por tener condiciones de pH ácidas, lo contrario a este caso ya que el pH reportado es de 8,00 lo que no beneficia la generación de radicales hidroxilo para la oxidación de las estructuras moleculares de los contaminantes presentes.

7.1.3 APLICACIÓN DE LOS PARÁMETROS ÓPTIMOS (TIEMPO DE CAVITACIÓN Y CONCENTRACIÓN ÓPTIMA DE OXIDANTE) EN LIXIVIADOS PROVENIENTES DEL RELLENO SANITARIO “LOS EUCALIPTOS” DEL MUNICIPIO DE AGUADAS EN CALDAS:

Se tomaron los parámetros óptimos para las variables de control con un tiempo de 30 min y una concentración de oxidante (H_2O_2) de 200 ppm, para realizar una aplicación de estas condiciones en los lixiviados provenientes del relleno sanitario “Los Eucaliptos” del municipio de Aguadas en el departamento de Caldas, la muestra inicial contaba con un pH de 8,69 con una temperatura de 4°C, a continuación se presentan los resultados del ensayo realizado con esta muestra, además se realizó una comparación entre una muestra sin tratar y dos muestras con tratamiento una con cavitación hidrodinámica y la otra realizando una combinación de cavitación hidrodinámica más el uso del oxidante (H_2O_2) a continuación se presentan los resultados:

Tabla 45. Variables de respuesta

Replica de parámetros óptimos en lixiviado relleno sanitario "Los Eucaliptos"				
TIPO DE MUESTRA	DBO ₅ [mg/l]	DQO [mg/l]	SST [mg/ml]	COT [ppm]
Muestra inicial	756,73	17263	0,1	327,6
Lixiviado cavitado	232,75	15933	0,2	315,4
Lixiviado cavitado + oxidante	448,05	16597	0,1	330,3

- **DBO₅**

En el análisis de la DBO₅ se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 46. Pruebas de normalidad para residuos prueba DBO₅

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,926334	0,441065

Tabla 47.Resumen estadístico para DBO₅

TIPO DE MUESTRA	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
Lixiviado cavitado	3	232,747	36,4834	15,68%	201,7	272,93	71,23	0,746897	
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	448,047	14,3105	3,19%	437,66	464,37	26,71	1,09286	
Muestra inicial	3	756,73	9,26902	1,22%	749,31	767,12	17,81	0,914897	
Total	9	479,174	228,976	47,79%	201,7	767,12	565,42	0,284238	-1,01575

La tabla 46., muestra las diferencias estadísticas de DBO₅ para cada uno de los 3 niveles de tipo de muestra, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 47., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza de DBO₅ en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 384,95 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es menor que 0,05, existe una diferencia significativa entre la media de DBO₅ y entre los niveles del tipo de muestra. En la tabla 48., se aplica una prueba de múltiples rangos para DBO₅ por cada tipo de muestra y se encuentra que existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, el asterisco que se encuentra al lado de los 3 pares indica que estos pares muestran diferencias significativas con un nivel del 95,0% de confianza, además se identifican 3 grupos homogéneos los cuales no presentan diferencias significativas debido a que estos niveles comparten una misma X en la columna.

Tabla 48.ANOVA para DBO₅ por tipo de muestra.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	416198,	2	208099,	384,95	0,0000
Dentro de grupos	3243,48	6	540,58		
Total	419442,	8			

Tabla 49.Pruebas de múltiple rangos para DBO₅ por tipo de muestra, método: 95,0 %
Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

TIPO DE MUESTRA	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
Lixiviado cavitado	3	232,747	X	Lixiviado cavitado- Lixiviado cavitado +oxidante	*	-215,3	58,2481
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	448,047	X	Lixiviado cavitado- Muestra inicial	*	-523,983	58,2481
Muestra inicial	3	756,73	X	Lixiviado cavitado +oxidante-Muestra inicial	*	-308,683	58,2481

- **DQO**

En el análisis de la DQO se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 50.Pruebas de normalidad para residuos prueba DQO.

<i>Prueba</i>	<i>Estadístico</i>	<i>Valor-P</i>
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,969438	0,884747

Tabla 51.Resumen estadístico para DQO.

TIPO DE MUESTRA	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
Lixiviado cavitado	3	15933,3	381,75	2,40%	15500	16220	720	-1,04205	
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	16596,7	205,02	1,24%	16390	16800	410	-0,051721	
Muestra inicial	3	17263,3	339,755	1,97%	16980	17640	660	0,808151	
Total	9	16597,8	638,333	3,85%	15500	17640	2140	-0,106764	0,0226533

La tabla 50., muestra las diferencias estadísticas de DQO para cada uno de los 3 niveles de tipo de muestra, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 51., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza de DQO en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 13,13 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es menor que 0,05, existe una diferencia significativa entre la media de DQO y entre los niveles del tipo de muestra. En la tabla 52., se aplica una prueba de múltiples rangos para DQO por cada tipo de muestra y se encuentra que existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95%, el asterisco que se encuentra al lado de 1 par indica que este par muestra diferencias significativas con un nivel del 95,0% de confianza, además se identifican 2 grupos homogéneos los cuales no presentan diferencias significativas debido a que estos niveles comparten una misma X en la columna.

Tabla 52.ANOVA para DQO por tipo de muestra.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2,65336E6	2	1,32668E6	13,13	0,0064
Dentro de grupos	606400,	6	101067,		
Total	3,25976E6	8			

Tabla 53.Pruebas de múltiple rangos para DQO por tipo de muestra, método: 95,0 % Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

TIPO DE MUESTRA	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
Lixiviado cavitado	3	15933,3	X	Lixiviado cavitado-Lixiviado cavitado +oxidante		-663,333	796,445
Lixiviado cavitado+oxidante	3	16596,7	XX	Lixiviado cavitado-Muestra inicial	*	-1330	796,445
Muestra inicial	3	17263,3	X	Lixiviado cavitado +oxidante-Muestra inicial		-666,667	796,445

- **SST**

En el análisis de los SST se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es mayor a 0,05 por tanto no se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 54.Pruebas de normalidad para residuos prueba SST.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,91073	0,315846

Tabla 55.Resumen estadístico para SST.

TIPO DE MUESTRA	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
Lixiviado cavitado	3	0,2	0,1	50,00%	0,1	0,3	0,2	0	
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	0,0666667	0,057735	86,60%	0	0,1	0,1	-1,22474	
Muestra inicial	3	0,1	0	0%	0,1	0,1	0	-1,73205	
Total	9	0,122222	0,0833333	68,18%	0	0,3	0,3	1,4277	1,48649

La tabla 54., muestra las diferencias estadísticas de SST para cada uno de los 3 niveles de tipo de muestra, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 55., se encuentra la tabla ANOVA la cual descompone la varianza de SST en dos componentes: el inicial es entre-grupos y el segundo es dentro-de-grupos. La razón-F es igual a 3,25 es el cociente entre el estimado de ambos componentes. Debido a que el valor-P de la razón-F es mayor que 0,05, no existe una diferencia significativa entre la media de SS y entre los niveles del tipo de muestra. En la tabla 56., se aplica una prueba de múltiples rangos para SS por cada tipo de muestra y se encuentra que no existe diferencia significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95,0%. No hay diferencias estadísticamente significativas entre cualquier las medias con un nivel del 95,0% de confianza, también se ha identificado un grupo homogéneo, según la alineación de las X en columna. No existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X.

Tabla 56.ANOVA para SST por tipo de muestra.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,0288889	2	0,0144444	3,25	0,1106
Dentro de grupos	0,0266667	6	0,00444444		
Total	0,0555556	8			

Tabla 57.Pruebas de múltiples rangos para SST por tipo de muestra, método: 95,0% Tukey HSD, * indica una diferencia significativa.

TIPO DE MUESTRA	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
Lixiviado cavitado	3	0,0666667	X	Lixiviado cavitado- Lixiviado cavitado +oxidante		0,133333	0,167017
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	0,1	X	Lixiviado cavitado-Muestra inicial		0,1	0,167017
Muestra inicial	3	0,2	X	Lixiviado cavitado +oxidante- Muestra inicial		-0,0333333	0,167017

- **COT**

En el análisis de la COT se realizó una prueba de normalidad para residuos con el valor-P más pequeño de las pruebas realizadas es menor a 0,05, se puede rechazar la idea que proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

Tabla 58.Pruebas de normalidad para residuos prueba COT.

Prueba	Estadístico	Valor-P
Estadístico W de Shapiro-Wilk	0,832635	0,0477401

Tabla 59.Resumen estadístico para COT.

TIPO DE MUESTRA	Recuento	Promedio	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo Estandarizado	Curtosis Estandarizada
Lixiviado cavitado	3	315,333	5,76397	1,83%	308,8	319,7	10,9	-1,02709	
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	330,3	8,67929	2,63%	320,4	336,6	16,2	-1,09276	
Muestra inicial	3	327,6	10,1573	3,10%	316	334,9	18,9	-1,10565	
Total	9	324,411	10,0325	3,09%	308,8	336,6	27,8	-0,128568	-0,972071

La tabla 58., muestra las diferencias estadísticas del %remoción COT para cada uno de los 3 niveles de tipo de muestra, comparando las medias de los diferentes niveles. En la tabla 59., se encuentra la prueba Kruskal-Wallis que evalúa la hipótesis de que las medias de %remoción COT dentro de cada uno de los 3 niveles de tipo de muestra son iguales. Se combinan los datos de todos los niveles y se ordenan de menor a mayor, luego se calcula el rango promedio para los datos de cada nivel, y como el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias con un nivel de confianza del 95,0%.

Tabla 60.Prueba de Kruskal-Wallis para COT por tipo de muestra, estadístico = 3,82222
Valor-P = 0,147916

TIPO DE MUESTRA	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Lixiviado cavitado	3	2,66667
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	7,0
Muestra inicial	3	5,33333

Tabla 61.Pruebas de múltiple rangos para COT por tipo de muestra, método: 95,0 %
Duncan, * indica una diferencia significativa.

TIPO DE MUESTRA	Casos	Media	Grupos Homogéneos	Contraste	Sig.	Diferencia
Lixiviado cavitado	3	315,333	X	Lixiviado cavitado-Lixiviado cavitado +oxidante		-14,9667
Lixiviado cavitado+ oxidante	3	327,6	X	Lixiviado cavitado-Muestra inicial		-12,2667
Muestra inicial	3	330,3	X	Lixiviado cavitado +oxidante-Muestra inicial		2,7

La tabla 60., indica la comparación múltiple para determinar cuáles medias son diferentes de otras, en esta no se evidencia diferencias significativas entre cualquier par de medias con un nivel de confianza del 95,0%, además se identifica un grupo homogéneo según la alineación de las X en columna. El método empleado para discriminar la diferencia entre medias es el procedimiento de comparación múltiple de Duncan, con este método existe un riesgo del 5,0% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0.

Para el análisis de varianza sobre la aplicación de los parámetros óptimos de cavitación que han sido evaluados anteriormente (tiempo de cavitación 30 min, concentración de oxidante (H_2O_2) 200ppm) se encontraron diferencias significativas entre los ensayos realizados con cavitación para una muestra de lixiviado sin el uso de oxidante y una prueba de lixiviado cavitado junto con oxidante. Los mejores resultados en cuanto a % de remoción DBO_5 fueron para la muestra donde solo se sometió a cavitación con un porcentaje del 67,19%, adicional en este ensayo se obtuvo un porcentaje de remoción del 8,53% para DQO y 3,72% para COT. Para esta muestra se registró un pH de 8,33 con una temperatura final de 45°C. Lo anterior hace constar que la muestra tratada y analizada proviene de un proceso metanogénico que se lleva en el relleno sanitario (Montusiewicz et al., 2018), con una baja concentración de DBO_5 [232,75mg/l] y un mayor porcentaje de remoción para DBO_5 (67,19%) indica una alta remoción de materia orgánica (Dia et al., 2018) por la baja presencia de ácidos orgánicos volátiles y la alta presencia de ácidos fúlvicos y húmicos, productos de la degradación de materia orgánica. Los porcentajes bajos de remoción para DQO y COT en esta muestra permiten determinar la presencia de compuestos recalcitrantes resistentes a ser oxidado y de la presencia considerable de carbonatos en los lixiviados por efecto de la dilución del CO_2 en el agua o por aporte de los contaminantes presentes, los cuales disminuyen el efecto de los radicales OH^* (Cassano et al., 2011; Gągól et al., 2018), lo que disminuye su biodegradabilidad (DBO_5/DQO) de 0,043 a 0,014. En la muestra donde se trata el lixiviado mediante cavitación hidrodinámica y un oxidante se puede determinar que el pH registrado para esta muestra de 8,50 afecta el uso del oxidante (H_2O_2) generando compuestos resistentes a ser oxidados (Paździor et al., 2018), estos también demuestra que cada muestra de lixiviado proveniente de relleno

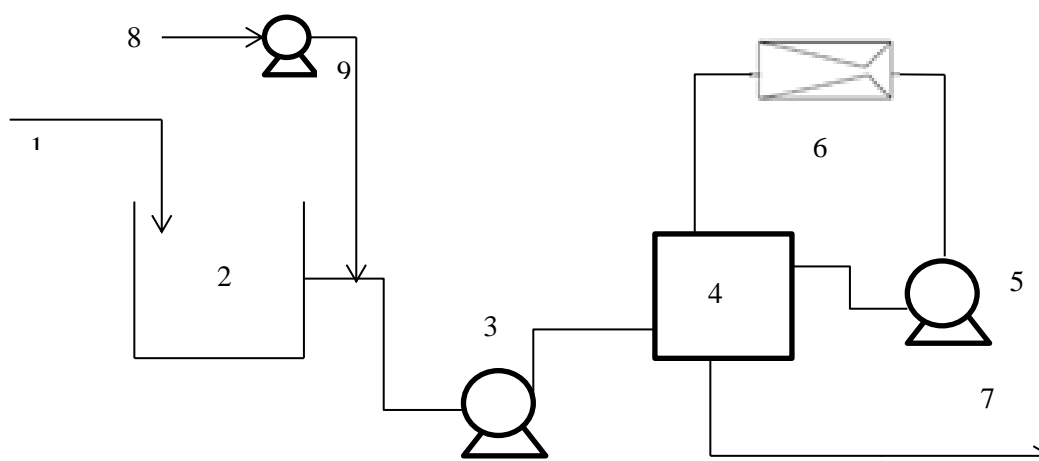
sanitario tiene condiciones diferentes y se tienen que aplicar pruebas de tratabilidad para tener mejores parámetros óptimos de cavitación(Gogate & Pandit, 2004).

7.1.4 ANÁLISIS TECNO-ECONÓMICO DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS A TRAVÉS DE CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA:

En el análisis tecno-económico acerca del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante cavitación hidrodinámica se plantea un escenario en donde este proceso hará parte de un tren de tratamiento de aguas residuales, en este caso se tomó el proceso como tratamiento secundario para tratar 48m^3 día de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Doradita” del municipio de La Dorada en el departamento de Caldas con los parámetros óptimos determinados previamente donde cada lote de $2\text{ m}^3/\text{h}$ se tratara en un tiempo de 30 min aplicando un oxidante(H_2O_2) con una concentración de 200ppm.

- **Diagrama de flujo:**

Figura 7. Diagrama de flujo proceso de cavitación hidrodinámica



1. Entrada lixiviado
2. Tanque almacenamiento
3. Bomba alimentación
4. Tanque recirculación
5. Bomba cavitación
6. Módulo hidrodinámico
7. Salida del sistema
8. Entrada oxidante
9. Bomba peristáltica para dosificar oxidante.

- **Costos materiales y equipos**

El sistema cuenta con un hidrocavitador de 2m³/h el cual tiene un valor de \$300.000.000 (trescientos millones de pesos), además cuenta con un tanque de almacenamiento de 5000 l con un costo de \$3.219.000 (tres millones doscientos diecinueve mil pesos) y una bomba peristáltica de 0,74-32,6l/h para dosificar el oxidante (H₂O₂) al sistema con un costo de \$2.653.956 (dos millones seiscientos cincuenta tres mil cincuenta y seis pesos), el costo comercial del oxidante (H₂O₂) \$12.000 pesos el litro, en la tabla 62 se presenta el costo efectivo anual. Basado en los análisis realizados para determinar la dosis óptima de oxidante la cuales de 14,5ml (H₂O₂) por 40 litros de lixiviados se realiza el cálculo del costo por lotes de 2000 Litros de lixiviados en un flujo continuo donde se realizan aplicaciones cada hora, a continuación se presenta el cálculo:

$$14,55 \text{ ml oxidante} * \frac{2000l \text{ lixiviados}}{40l \text{ lixiviados}} * \frac{24 \text{ aplicaciones}}{1 \text{ día}} * \frac{365 \text{ días}}{1 \text{ año}} * \frac{\$12.000 \text{ pesos}}{1l} = \$76.474.800 \text{ pesos/año}$$

- **Costo energético**

Para el costo energético se realiza un desglose del consumo energético por cada una de las unidades que consumen energía en este caso la bomba de alimentación que cuenta con un consumo de 15 kWh, la bomba de cavitación con un consumo de 20 kWh y la bomba peristáltica con un consumo de 0,17 kWh, a continuación se presenta el consumo en la tabla 61.

Tabla 62.Costo energético operación cavitador hidrodinámico

Ítem	Hora trabajo	Consumo equipo (kWh)	kw/hora	kw/mes	kw/Año	\$/kw	Costo
Energía bomba alimentación	0,39	15	5,85	175,5	2135,25	571,11	\$ 1.219.463
Energía bomba cavitación	20	20	400	12000	146000	571,11	\$ 83.382.060
Bomba peristáltica	0,008	0,17	0,00136	0,0408	0,4964	571,11	\$ 283
Total	20,398	35,17	405,85	12.176	148.135		\$ 84.601.523

- **Costo personal:**

En el proceso operativo se necesitan tres técnicos para operar el cavitador hidrodinámico y la asistencia de un técnico administrativo para los tramites que necesite el proceso ya que el relleno cuenta con un ingeniero sanitario el cual supervisa los procesos que se llevan en este, el proceso será en continuo por lo tanto se necesita de tres colaboradores con turnos de 8 horas, cada colaborador contara con un sueldo de \$1.946.160 (Un millón novecientos cuarenta seis mil y ciento sesenta pesos) con prestaciones sociales incluidas, en la tabla 62., se observa el costo anual de lo que se debe pagar en nómina.

- **Flujo de caja**

Como se menciona anteriormente el flujo de caja para este tipo de proyectos se basa en el cálculo del monto a pagar por carga neta vertida de DBO₅ y SST los cuales se calculan como se indica en el Anexo2., según Corporación autonoma regional del Cauca C.R.C, (2019), la carga neta de DBO₅ es de 32.234 Kg/mes y el monto a pagar anual es de \$4.470.893 (cuatro millones cuatrocientos setenta mil ochocientos noventa y tres pesos), la carga neta de SST es de 128,30 kg/mes y su monto anual a pagar es de \$19.044(diecinueve mil cuarenta y cuatro pesos), y se toman las tarifas mantenidas del año 2018 según Corpocaldas,(2018) como se observa en la tabla 63., el monto a pagar se calculó con la ecuación 8.

$$\text{Monto a pagar} = \text{Carga neta} \left(\frac{\text{kg}}{\text{mes}} \right) * \text{Tarifa mínima} \left(\frac{\$}{\text{kg}} \right) * \text{Factor regional} \text{ Ec. 8}$$

Tabla 63. Costo efectivo anual de un tratamiento de lixiviados de relleno sanitarios por cavitación hidrodinámica

Ítem	Unidad	Costo Unitario (\$)	Unidades/Año	Costo Total (\$)
Inversión inicial				
Equipo Cavitador Hidrodinámico		\$ 300.000.000	1	\$ 300.000.000
Tanque Alimentador (1m3)		\$ 3.219.000	1	\$ 3.219.000
Bomba peristáltica		\$ 2.653.056	1	\$ 2.653.056
Costos personal y administrativo				
Técnico operador	3	\$ 1.946.160	12	\$ 70.061.760
Técnico administrativo		\$ 1.946.160	12	\$ 23.353.920

Costos operativos					
Materia prima					
Peróxido de Hidrógeno (H2O2)	1	\$	12.000	6.372,9	\$ 76.474.800
Mantenimiento	1	\$	10.000.000	1	\$ 10.000.000
Costo energético	kw	\$	571	148.135,3	\$ 84.601.523
Costo consumo agua	m3	\$	2.814	36,5	\$ 102.704
Costo total anual					570.466.762

Tabla 64. Monto carga neta vertida DBO5 y SST

Ítem	DBO5	SST
Carga neta (kg/mes)	32.234	128,30
Tarifa mínima	\$ 138,70	\$ 59,37
Factor regional	1	2,5
Monto/mes	\$ 372.574	\$ 1.587
Monto/año	\$ 4.470.893	\$ 19.044

También se debe realizar el cálculo de la multa ambiental adoptando la metodología de la resolución 2086 de 2010 (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010; Zarate et al., 2010), dónde se encuentra el cálculo para la tasación de la multa que se describe a continuación en la ecuación 9:

$$MULTA = B + [(\alpha * i) * (1 + A) + Ca] * Cs \quad \text{Ec 9.}$$

Dónde:

B: Beneficio ilícito

α : Factor de temporalidad

i: Grado de afectación ambiental y/o evaluación de riesgo

A: Circunstancias graves y atenuantes

Ca: Costos asociados

Cs: Capacidad socioeconómica del infractor

El beneficio ilícito se calcula de la siguiente manera en la ecuación 10:

$$B = \frac{y * (1 - P)}{P}$$

Dónde:

y: Es el costo evitado o costo operativo del proyecto.

P: Es la capacidad de detección de la conducta por parte de la autoridad ambiental que tiene la siguiente calificación

- P=0,40 si la capacidad de detención es baja
- P=0,45 si la capacidad de detención es media
- P=0,50 si la capacidad de detención es alta

En la ecuación 11 se muestra el cálculo del costo evitado y en donde (Ce) es el costo operativo del proyecto y T representa la tarifa única sobre la renta gravable en este caso del 33%. En la tabla 64 se observa el cálculo de estas variables.

$$y = Ce * (1 - T) \quad \text{Ec 11.}$$

El facto de temporalidad (α) se calcula con la ecuación 12:

$$\alpha = \frac{3}{364} * d + \left[1 - \frac{3}{364} \right] \quad \text{Ec 12.}$$

Siendo (d) el número de días durante sucede el ilícito con el valor más alto 365.

El grado de afectación ambiental (*i*) estima la importancia de la afectación calificando los atributos que se encuentran en metodología descrita por (Zarate et al., 2010) encontrando los valores en el Anexo 4., para el cálculo de la ecuación 13., que describe la calificación cualitativa (I):

$$I = (3 * IN) + 2 * (EX) + PE + RV + MC \quad \text{Ec. 13}$$

En la ecuación 14., se plantea el cálculo para el valor de la afectación ambiental:

$$i = (22,06 * SMMLV) * I \quad \text{Ec. 14}$$

El factor (A) se relaciona con el grado de afectación del medio ambiente de acuerdo a su importancia ecológica o al valor de la especie afectada y se encuentran señalados en los artículos 6 y 7 de la Ley 1333 de 21 de julio de 2009 y se explica en el Anexo 4. La variable (Ca) está relacionada con el valor del costo que realiza la autoridad ambiental relacionada con el proceso sancionatorio en cuanto a visitas, muestreo y análisis, se estima un valor alrededor de \$1.500.000 (un millón quinientos mil pesos). La variable (Cs) hace referencia a la capacidad socioeconómica del infractor en este caso equivale a 1 ya que es una persona jurídica de tamaño grande, en la tabla 64., se observan los cálculos y costos descritos anteriormente, además se establece el valor del flujo de caja realizando la sumatoria de la multa más el monto de la carga contaminante:

Tabla 65. Flujo de caja proceso de cavitación hidrodinámica.

Ítem	Valor
Costo operativo	\$ 264.594.706
Costo ilícito (B)	\$ 177.278.453
Capacidad de detención(p)	0,5
Costo evitado (Y)	\$ 177.278.453
Factor temporalidad	4
A	0,05
Calificación cualitativa	21
IN	1
EX	1
PE	1
RV	5
MC	10
Ca	\$ 1.500.000
Grado afectación ambiental(i)	\$ 383.633.018
Multa	\$ 1.790.037.130
Monto carga contaminante	\$ 4.246.161
Flujo de Caja	\$ 1.794.283.290

El monto de flujo de caja es de \$1.794.283.290 (mil setecientos noventa y cuatro millones doscientos ochenta y tres mil doscientos noventa pesos) este valor se difiere a 15 años el

cual fue determinado como el tiempo de vida del proyecto y a partir de esto en EXCEL se realiza el cálculo del valor presente neto (VPN) y la tasa interna de retorno (TIR) teniendo en cuenta una tasa de inflación (IPC) del 3,18% en la tabla 65., se muestra el cálculo realizado:

Tabla 66.Cálculo VPN y TIR.

Mes	Valor
Flujo de caja	\$ 1.794.283.290
Inversión inicial	-\$ 570.466.762
1	\$ 119.618.886
2	\$ 123.422.767
3	\$ 127.347.611
4	\$ 131.397.265
5	\$ 135.575.698
6	\$ 139.887.005
7	\$ 144.335.412
8	\$ 148.925.278
9	\$ 153.661.101
10	\$ 158.547.524
11	\$ 163.589.336
12	\$ 168.791.477
13	\$ 174.159.046
14	\$ 179.697.303
15	\$ 185.411.677
IPC	3,18%
VPN	\$1.132.503.245
TIR	23%

El análisis tecno-económico arroja una inversión inicial de \$570.466.762 (quinientos setenta millones cuatrocientos sesenta y seis mil setecientos sesenta y dos pesos) con un valor presente neto de \$1.132.503.245 (mil ciento treinta y dos millones quinientos tres mil doscientos cuarenta y cinco pesos) y una tasa interna de retorno del 23%, lo que indica que el proyecto tiene una viabilidad, además el ahorro de la organización en este caso sería considerable, ya que el VPN refleja el ahorro que se tendrá a lo largo del tiempo de vida del proyecto en el que no se pagara multa por realizar el vertimiento directo o no estar realizando control y manejo de los lixiviados, además con las condiciones propuestas se evidencia un % de remoción alta de DBO₅ del 51,55% y del 100% para SST, el proceso de

cavitación hidrodinámica puede adaptarse a un tren de tratamiento siendo un tratamiento primario el cual puede recibir esta descarga y contribuir a la depuración de los lixiviados aumentando su biodegradabilidad cumpliendo con la carga contaminante máxima que puede ser vertida según la resolución 0631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

8. CONCLUSIONES

Se realizó una aproximación al estudio del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante el proceso de cavitación hidrodinámica logrando establecer un parámetro óptimo de operación como lo es el tiempo de cavitación, además se realizó el uso de un agente oxidante en el cual se determinó su dosis óptima para realizar la cavitación hidrodinámica de los lixiviados.

Para la primera fase se realizó la caracterización física y química de ambas muestras de lixiviados, encontrándose en las muestras de los lixiviados de ambos municipios una variación teniendo en cuenta dos factores como el efecto del clima el cual se evidencia en las muestras provenientes de La Dorada ya que se realizó el muestreo en dos temporadas diferentes una sin lluvias y otra con lluvias, además las muestras también presentan una variación con respecto a las prácticas socio-culturales llevadas a cabo por los habitantes del área de influencia en el sitio donde son generados los residuos sólidos los cuales se disponen en un relleno sanitario llegando a producir lixiviados con diferentes composiciones.

En la elección de los parámetros óptimos de operación del cavitador hidrodinámico se evaluaron diferentes tiempos de operación del equipo y el uso de concentraciones diferentes del oxidante (H_2O_2) con el fin de evaluar su incidencia en la degradación y remoción orgánica. El mejor tiempo de cavitación fue de 30 min logrando tener un % remoción de DQO del 53,20% y el mejor resultado de concentración óptima de oxidante (H_2O_2) fue a 200 ppm obteniendo un porcentaje de remoción de DBO_5 del 51,55%. Bajo estas condiciones se hizo una aplicación de estos parámetros en una muestra de lixiviado proveniente del relleno sanitario del municipio de Aguadas para el cual se varió el proceso realizando una cavitación hidrodinámica y cavitación hidrodinámica más la aplicación de oxidante (H_2O_2), en este ensayo se encontró la mejor forma de tratar estos lixiviados mediante el uso del proceso de cavitación hidrodinámica, esto se debe a que cada muestra tiene condiciones de tratabilidad diferentes y por ende a la muestra de Aguadas se le debería realizar ensayos en donde se determine cuáles pueden ser sus parámetros óptimos bajo los cuales se puede tratar en el cavitador hidrodinámico.

Debido a que el análisis tecno-económico arrojo un resultado viable para este tipo de tecnología, con un escenario planteado donde hay una inversión \$570.466.762 (quinientos setenta millones cuatrocientos sesenta y seis mil setecientos sesenta y dos pesos) con un valor presente neto de \$1.132.503.245 (mil ciento treinta y dos millones quinientos tres mil doscientos cuarenta y cinco pesos) y una tasa interna de retorno del 23% bajo las condiciones de operación dadas en el estudio realizado este proceso puede acoplarse a un tren de tratamiento en su fase primaria aportando un porcentaje en remoción DBO_5 del 51,55% y SST del 100%.

9. RECOMENDACIONES

- Para ensayos futuros que se realicen en el cavitador hidrodinámico sería de gran ayuda contar con una mejor instrumentación de la que tiene el equipo para realizar mejores mediciones de presión y temperatura, además sería interesante jugar con diferentes configuraciones para la constricción del equipo diferente al tubo venturi con el que cuenta como estrangulaciones o placas de orificios.
- Varios autores reportan el uso de coagulantes, por lo cual puede ser de gran interés contar con un test de jarras para evaluar la dosis óptima de uso de coagulantes y combinar con el proceso de cavitación hidrodinámica haciendo mediciones de color, turbiedad y DQO para comparar resultados.
- Mejorar el sistema de carga de muestra al hidrocavitador para evitar complicaciones y molestias físicas a la persona que lo esté operando.
- Este proceso puede ser evaluado realizando una prueba piloto a nivel de laboratorio analizando un tren de tratamiento para lixiviados de rellenos sanitarios, teniendo un proceso preliminar de coagulación y floculación, un proceso primario de cavitación hidrodinámica y un proceso secundario de reactor anaerobio definiendo su viabilidad tecno-económica.

10. ANEXOS

10.1 ANEXO 1. Fotografía 2. Imágenes de visita relleno sanitario “La Doradita” ubicado en el municipio de La Dorada, Caldas. Fuente propia.



Relleno sanitario “La Doradita”



Floculadores



Sedimentadores



Piscinas de recirculación

10.2 ANEXO 2. CALCULO CARGA CONTAMINANTE

II VERTIMIENTOS	MES					
	1	2	3	4	5	6
2.1 Caudal promedio vertido Lps						
2.2 Concentración promedio DBO ₅ (mg/l)						
2.3 Concentración promedio S.S.T (mg/l)						
2.4 Horas de vertimiento al día (En caso de que sea menos a 24 horas, anexar soporte)						
2.5 Días de vertimiento al mes. (En caso de que sea menor al total de días calendario anexar soportes)						

CONTINUACIÓN AUTODECLARACIÓN DE VERTIMIENTOS TIPO REPRESENTATIVA

Carga Contaminante vertida						
2.6 Carga vertida DBO ₅ (kg/mes)						
2.7 Carga vertida S.S.T (kg/mes)						
III FUENTES DE ABASTECIMIENTO						
3.1 Caudal de captación promedio Lps						
3.2 Concentración promedio DBO ₅ (mg/l)						
3.3 Concentración promedio S.S.T (mg/l)						
Carga contaminante en el punto de captación						
3.4 Carga en la captación DBO ₅ (kg/mes)						
3.5 Carga en la captación SST (kg/mes)						
IV CARGA NETA VERTIDA						
4.1 carga neta DBO ₅ (kg/mes)						
4.2 Carga neta SST (kg/mes)						

Instrucciones para el Cálculo de cargas contaminantes

Carga vertida DBO₅ (N°2.6) = (N°2.1)*(N°2.2)*0,0864*(N°2.4) / 24*(N°2.5)

Carga vertida SST (N°2.7) = (N°2.1)*(N°2.3)*0,0864*(N°2.4) / 24*(N°2.5)

Carga captada DBO₅ (N°3.4) = (N°2.1) * (N°3.2) * 0,0864 * (N°2.4) / 24*(N°2.5)

Carga captada SST (N°3.5) = (N°2.1) * (N°3.3) * 0,0864 * (N°2.4) / 24 * (N°2.5)

Carga neta DBO₅ (N°4.1) = (N°2.6) - (N°3.4)

Carga neta SST (N°4.2) = (N°2.7) - (N°3.5)

MONTO A PAGAR = Carga Neta (kg/mes) * Tarifa Mínima (\$/Kg) * Factor Regional

10.3 ANEXO 3. IMPORTANCIA AFECTACIÓN AMBIENTAL

Atributo	Definición	Calificación	Ponderación	Puntaje
Intensidad (IN)	Grado de incidencia de la acción sobre el bien de protección	Afectación representada en desviación del estándar sobre la norma entre 0 y 33%	1	8
		Afectación representada en desviación del estándar sobre la norma entre 34 y 66%	4	
		Afectación representada en desviación estándar sobre la norma entre 67 y 99%	8	
		Afectación representada en desviación del estándar sobre la norma igual al 100%	12	
Extensión (EX)	Se refiere al área de influencia del impacto	Área de afectación inferior a una hectárea	1	4
		Área de afectación entre 1 y 5 hectáreas	4	
		Área de afectación superior a 5 hectáreas	12	
Persistencia (PE)	Permanencia del efecto desde la aparición hasta retomar las condiciones previas a la afectación	Efecto inferior a seis meses	1	3
		Plazo de afectación entre 6 meses y 5 años	3	
		Alteración indefinida en el tiempo superior a 5 años	5	
Reversibilidad (Rv)	Capacidad del bien protegido ambientalmente de recuperar sus condiciones normales por medios naturales	La alteración puede ser asimilada en un periodo menor a un año	1	3
		La alteración puede ser asimilada en un periodo de 1 a 10 años	3	
		La alteración puede ser asimilada en un periodo superior a un año	5	
Recuperabilidad (Mc)	Capacidad del bien protegido ambientalmente de recuperar sus condiciones normales implementando medidas de gestión ambiental	Si se logra en un plazo inferior a 6 meses	1	3
		Si se logra en un plazo entre 6 meses y 5 años	3	
		La alteración en el medio es imposible de reparar	10	

10.4 ANEXO 4. CIRCUNSTANCIAS AGRAVANTES

Como circunstancias agravantes en el caso específico de estudio se identifican las tres (3) que se anuncian a continuación:

- Reincidencia. En todos los casos la autoridad deberá consultar el registro único de infractores ambientales (RUIA) y cualquier otro medio que provea información sobre el comportamiento pasado del infractor. En este caso se otorga un valor de 0,2.
- Atentar contra los recursos naturales ubicados en áreas protegidas o declarados en alguna categoría de amenaza o peligro de extinción, o sobre las cuales existe veda, restricción o prohibición. Se otorga un valor de 0,15.
- El incumplimiento total o parcial de las medidas preventivas se otorga un valor de 0,2.

En el párrafo del artículo 9 de la resolución 2086 de 2010 aclara que cuando se presentan tres agravantes el puntaje máximo otorgado será de 0,45.

Respecto a las circunstancias atenuantes tenemos:

- Resarcir o mitigar por iniciativa propia el daño, compensar o corregir el perjuicio causando antes de iniciarse el procedimiento sancionatorio ambiental, siempre que con dichas acciones no se genere un mayor daño. Se otorga un valor de 0,4.

Al realizar la sumatoria se obtiene un valor (A) de 0,05.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Abd El-Salam, Magda M., & Gaber I. Abu-Zuid. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research* (2015), 6(4), 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- Ahmed, Farah Naz, & Christopher Q. Lan. (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination* (2012), 287, 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.12.012>
- Ahmed, Mohammad Boshir, John L. Zhou, Huu Hao Ngo, Wenshan Guo, ... Jiang Xu. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials* (2017), 323, 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Albores, P., K. Petridis, & P.K. Dey. (2016). Analysing Efficiency of Waste to Energy Systems: Using Data Envelopment Analysis in Municipal Solid Waste Management. *Procedia Environmental Sciences* (2016), 35, 265–278. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.007>
- Alianza por el Agua. (2008). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Centa, Secretariado de Alianza por el agua, Ecología y Desarrollo. (2008). <https://doi.org/Z-2802/08>
- Arias, Sandra Cristina, & Ruben Alberto Agudelo. (2006). SEGUIMIENTO DE UNA CELDA EXPERIMENTAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. *Revista EIA* (2006), 33–42.
- Arrieta, Gabriela, Ignacio Requena, Javier Toro, & Montserrat Zamorano. (2016). Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impact of landfills. *Environmental Impact Assessment Review* (2016), 56, 168–179. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.10.001>
- Arrojo, S., & Y. Benito. (2008). A theoretical study of hydrodynamic cavitation.

- Ultrasonics Sonochemistry* (2008), 15(3), 203–211.
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.03.007>
- Arrojo, S., Y. Benito, & A. Martínez Tarifa. (2008). A parametrical study of disinfection with hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry* (2008), 15(5), 903–908.
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.11.001>
- Badve, Mandar, Parag Gogate, Aniruddha Pandit, & Levente Csoka. (2013). Hydrodynamic cavitation as a novel approach for wastewater treatment in wood finishing industry. *Separation and Purification Technology* (2013), 106, 15–21.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.12.029>
- Badve, Mandar P., Parag R. Gogate, Aniruddha B. Pandit, & Levente Csoka. (2014). Hydrodynamic cavitation as a novel approach for delignification of wheat straw for paper manufacturing. *Ultrasonics Sonochemistry* (2014), 21(1), 162–168.
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2013.07.006>
- Bastidas, Mónica Lorena, & Julian Andrés Castro. (2004). *Remoción de color en lixiviados tratados biológicamente mediante oxidación con permanganato de potasio*. *Journal of Chemical Information and Modeling* (2004). Universidad Nacional de Colombia sede Manizales. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Benavides Benavides, Lilia Del Pilar, & Ronald Edwin Posada Giraldo. (2007). *Remoción de color de los lixiviados del relleno sanitario la Esmeralda por adsorción sobre carbón activado* (2007). Universidad Nacional de Colombia. Recuperado a partir de <http://www.bdigital.unal.edu.co/6824/5/97895882800907.pdf>
- Benson, C. H., M. A. Barlaz, D. T. Lane, & J. M. Rawe. (2007). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management* (2007), 27(1), 13–29.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.005>
- Berger, Klaus U. (2015). On the current state of the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management* (2015), 38(1), 201–209.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.013>

- Bis, M., A. Montusiewicz, J. Ozonek, & S. Pasieczna-Patkowska. (2015a). Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Ultrasonics Sonochemistry* (2015a), 26, 378–387. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.03.003>
- Bis, M., A. Montusiewicz, J. Ozonek, & S. Pasieczna-Patkowska. (2015b). Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Ultrasonics Sonochemistry* (2015b), 26, 378–387. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.03.003>
- Boczka, Grzegorz, & Andri¹/₂ Fernandes. (2017). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: A review. *Chemical Engineering Journal* (2017), 320, 608–633. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
- Capocelli, Mauro, Marina Prisciandaro, Amedeo Lancia, & Dino Musmarra. (2014). Hydrodynamic cavitation of p-nitrophenol: A theoretical and experimental insight. *Chemical Engineering Journal* (2014), 254, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.102>
- Carpenter, Jitendra, Mandar Badve, Sunil Rajoriya, Suja George, ... Aniruddha B. Pandit. (2017). Hydrodynamic cavitation: An emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry. *Reviews in Chemical Engineering* (2017), 33(5), 433–468. <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0032>
- Cassano, D., A. Zapata, G. Brunetti, G. Del Moro, ... G. Mascolo. (2011). Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity. *Chemical Engineering Journal* (2011), 172(1), 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.098>
- Castañeda Jiménez, Amparo Carolina. (2014). *Procesos de Oxidación Avanzada Aplicados en el Tratamiento de Aguas de la Industria del Petróleo*. (2014). Escuela Colombiana de Ingeniería “Julio Garavito”.

- Chain, Nassir Sapag. (2011). *PROYECTOS DE INVERSIÓN PROYECTOS DE INVERSIÓN Formulación y Evaluación NASSIR SAPAG CHAIN segunda edición* (2011). Recuperado a partir de http://daltonorellana.info/wp-content/uploads/sites/436/2014/08/Proyectos_de_Inversion_Nassir_Sapag_Chain_2Edic.pdf
- Chen, Yunmin, Ruyang Guo, Yu Chao Li, Hailong Liu, & Tony Liangtong Zhan. (2016). A degradation model for high kitchen waste content municipal solid waste. *Waste Management* (2016), 58, 376–385. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.005>
- Choi, Jeongyun, & Jinwook Chung. (2019). Effect of Dissolved Oxygen on Efficiency of TOC Reduction by UV at 185 nm in an Ultrapure Water Production System. *Water Research* (2019), 154, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.037>
- Corena Luna, Mironel de Jesus. (2008). *Sistemas de tratamientos Para lixiviados generados en rellenos sanitarios* (2008). Universidad de Sucre. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Corpocaldas. (2010a). *Plan de Acción Inmediato-PAI municipio de La Dorada 2010* (2010a). Recuperado a partir de [http://www.corpocaldas.gov.co/publicaciones/1021/PAI La Dorada.pdf](http://www.corpocaldas.gov.co/publicaciones/1021/PAI%20La%20Dorada.pdf)
- Corpocaldas. (2010b). *Plan De Gestion Ambiental Regional 2007 - 2019* (2010b). <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Corpocaldas. (2016). *Plan de acción institucional 2016-2019: Actualización del diagnóstico ambiental de Caldas* (2016). Recuperado a partir de http://www.corpocaldas.gov.co/publicaciones/1509/ActualizaciondelDiagnosticoAmbientaldeCaldas_Web.pdf
- Corpocaldas. Resolución 2386 de 2018 (2018). Recuperado a partir de <http://www.corpocaldas.gov.co/publicaciones/1311/2018/007-2018/NOTIFICACIONPORAVISORESOLUCION2386.PDF>
- Corporación autonoma regional del Cauca C.R.C. (2019). Instrucciones para el Cálculo de

cargas contaminantes (2019) (p. 1). Recuperado a partir de http://www.crc.gov.co/files/Descargas/tasas/Autodeclaracion_representativa.pdf

Cristancho Montenegro, Diana Lucía. (2013). *Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Doña Juana sobre la calidad del agua Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas*. Universidad Nacional de Colombia (2013). Universidad Nacional de Colombia.

Crites, Ron, & George Tchobanogluos. (2000). *Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones*. (McGrw-Hill, Ed.) (2000). Bogotá.

da Costa, Fabio Moraes, Sarah Dario Alves Daflon, Daniele Maia Bila, Fabiana Valeria da Fonseca, & Juacyara Carbonelli Campos. (2018). Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. *Waste Management* (2018), 76, 606–613. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.030>

de Albuquerque, Edilincon Martins, Eloisa Pozzi, Isabel Kimiko Sakamoto, & Povinelli Jurandyr. (2018). Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *Journal of Water Process Engineering* (2018), 23(January), 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.011>

De Morais, Josmaria Lopes, & Patricio Peralta Zamora. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials* (2005), 123(1–3), 181–186. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.041>

Dewil, Raf, Dionissios Mantzavinos, Ioannis Poullos, & Manuel A. Rodrigo. (2017). New perspectives for Advanced Oxidation Processes. *Journal of Environmental Management* (2017), 195, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.010>

Dia, Oumar, Patrick Drogui, Gerardo Buelna, & Rino Dubé. (2018). Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. *Waste Management* (2018), 75, 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.016>

- Dong, Changqing, Baosheng Jin, & Daji Li. (2003). Predicting the heating value of MSW with a feed forward neural network. *Waste Management* (2003), 23(2), 103–106. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00162-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00162-9)
- Dular, Matevž, Tjaša Griessler-Bulc, Ion Gutierrez-Aguirre, Ester Heath, ... Boris Kompare. (2016). Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. *Ultrasonics Sonochemistry* (2016), 29, 577–588. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.10.010>
- Edith Barba, Luz, Patricia Torres, Jenny Alexandra Rodríguez Victoria, Luís Fernando Marmolejo, & Carlos Alexander Pizarro. (2010). Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas The influence of incorporating leachate on anaerobic biodegradability of domestic sewage. *Ingeniería e Investigación* (2010), 30(1), 75–79.
- Escobar Ramírez, Jose Jairo. (2002). *Síndrome de sostenibilidad ambiental del desarrollo en Colombia* (2002). Recuperado a partir de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/6760/1/S0410743_es.pdf
- Feng, Shi Jin, Zheng Wei Chen, Hong Xin Chen, Qi Teng Zheng, & Run Liu. (2018). Slope stability of landfills considering leachate recirculation using vertical wells. *Engineering Geology* (2018), 241(November 2017), 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.05.013>
- Foo, K. Y., & B. H. Hameed. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials* (2009), 171(1–3), 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- Forero, J., O. Ortiz, & F. Rios. (2005). Aplicación de Procesos de Oxidación Avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro* (2005), 3.
- Gągół, Michał, Andrzej Przyjazny, & Grzegorz Boczkaj. (2018). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes based on cavitation – A review. *Chemical Engineering Journal* (2018), 338(September 2017), 599–627.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.049>

- Galeano, Luis Alejandro, Miguel Ángel Vicente, & Antonio Gil. (2011). Treatment of municipal leachate of landfill by fenton-like heterogeneous catalytic wet peroxide oxidation using an Al/Fe-pillared montmorillonite as active catalyst. *Chemical Engineering Journal* (2011), 178, 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.10.031>
- García-Gómez, Celestino, Pablo Gortáres-Moroyoqui, & Patrick Drogui. (2011). Tratamientos biológicos y de oxidación avanzada combinados para una solución a la biotecnología ambiental. *Ide@as CONCYTEG* (2011), 6(71), 21.
- Giraldo, Eugenio. (2001). Tratamiento De Lixiviados De Rellenos Sanitarios: Avances Recientes. *Revista de Ingeniería* (2001), (14), 44–55. <https://doi.org/10.16924/riua.v0i14.538>
- Goel, Gaurav, & Ajay S. Kalamdhad. (2017). Degraded municipal solid waste as partial substitute for manufacturing fired bricks. *Construction and Building Materials* (2017), 155, 259–266. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.08.067>
- Gogate, Parag R. (2002). Cavitation: An auxiliary technique in wastewater treatment schemes. *Advances in Environmental Research* (2002), 6(3), 335–358. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(01\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00067-3)
- Gogate, Parag R., & Ghanshyam S. Bhosale. (2013). Comparison of effectiveness of acoustic and hydrodynamic cavitation in combined treatment schemes for degradation of dye wastewaters. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* (2013), 71, 59–69. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2013.03.001>
- Gogate, Parag R., & Aniruddha B. Pandit. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment II: Hybrid methods. *Advances in Environmental Research* (2004), 8(3–4), 553–597. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(03\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(03)00031-5)
- Gogate, Parag R., & Aniruddha B. Pandit. (2005). A review and assessment of hydrodynamic cavitation as a technology for the future. *Ultrasonics Sonochemistry* (2005), 12(1-2 SPEC. ISS.), 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2004.03.007>

- Gogate, Parag R., & Pankaj N. Patil. (2015). Combined treatment technology based on synergism between hydrodynamic cavitation and advanced oxidation processes. *Ultrasonics Sonochemistry* (2015), 25(1), 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.08.016>
- Grugnaletti, Matteo, Sara Pantini, Iason Verginelli, & Francesco Lombardi. (2016). An easy-to-use tool for the evaluation of leachate production at landfill sites. *Waste Management* (2016), 55, 204–219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.030>
- Habashi, Nima, Nasser Mehrdadi, Artur Mennerich, Abolghasem Alighardashi, & Ali Torabian. (2016). Hydrodynamic cavitation as a novel approach for pretreatment of oily wastewater for anaerobic co-digestion with waste activated sludge. *Ultrasonics Sonochemistry* (2016), 31, 362–370. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.01.022>
- HACH. Manual de usuario BODTrak II (2010). Recuperado a partir de <http://www.hach.com/fmmimghach/CODE3ADOC022.92>
- He, Ruo, Dong Sheng Shen, Jun Qin Wang, Yong Hua He, & Yin Mei Zhu. (2005). Biological degradation of MSW in a methanogenic reactor using treated leachate recirculation. *Process Biochemistry* (2005), 40(12), 3660–3666. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.02.022>
- Hernández-Berriel, María del Consuelo, Quetzalli Aguilar-Virgen, Paul Taboada-González, Roberto Lima-Morra, ... Otoniel Buenrostro-Delgado. (2016). Generación Y Composición De Los Residuos Sólidos Urbanos En América Latina Y El Caribe. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* (2016), 32(Residuos sólidos), 11–22. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.05.02>
- Herrera, J. (2016). METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE LA PRODUCCIÓN Y CONCENTRACIÓN DE LIXIVIADO DE UN RELLENO SANITARIO Liliana Borzacconi, Iván López, Carlos Anido. *Critical Review* (2016), (March).
- Hidalgo Santana, Maritza, & Elizabeth Mejía Alvarez. (2010). Diagnóstico de la contaminación por aguas residuales domésticas, cuenca baja de la quebrada la macana, san antonio de prado. municipio de medellín (2010), 68.

- Hoornweg, Daniel, & Perinaz Bhada. (2012). What a Waste. A Global Review of Solid Waste Management. *Urban development series knowledge papers* (2012), 281(19), 44 p. <https://doi.org/10.1111/febs.13058>
- Huang, Wenhai, Zhenyu Wang, Qiming Guo, Haizhen Wang, ... Wun Jern Ng. (2016). Pilot-scale landfill with leachate recirculation for enhanced stabilization. *Biochemical Engineering Journal* (2016), 105, 437–445. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.10.013>
- IDEAM. (2015). *Estudio Nacional del Agua. Estudio Nacional del Agua 2014* (2015).
- IDEAM. (2018a). *Informe Técnico Diario N°132* (2018a). Bogotá. Recuperado a partir de http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletines-avisos-y-alertas?p_p_id=110_INSTANCE_6Pg0RBHoKj7z&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2&_110_INSTANCE_6Pg0RBHoKj7z_struts_action=%2Fdocument_library
- IDEAM. (2018b). *Informe Técnico Diario N°203* (2018b). Recuperado a partir de http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletin-condiciones-hidrometeorologicas?p_p_id=110_INSTANCE_NjDnSz0uvV4g&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1
- IDEAM. (2018c). *Informe Técnico Diario N°203* (2018c). Recuperado a partir de http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletin-condiciones-hidrometeorologicas?p_p_id=110_INSTANCE_NjDnSz0uvV4g&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_110_INSTANCE_NjDnSz0uvV4g_struts_action=%2Fdocument_library
- IDEAM. (2018d). *Informe Técnico Diario N°22* (2018d). Bogotá. Recuperado a partir de http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletines-avisos-y-alertas?p_p_id=110_INSTANCE_6Pg0RBHoKj7z&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1

1&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2&_110_INSTANCE_6Pg0RBHoKj7z_struts_action=%2Fdocument_library

- J. Padilla, Alcides, & Juan C. Trujillo. (2018). Waste disposal and households' heterogeneity. Identifying factors shaping attitudes towards source-separated recycling in Bogotá, Colombia. *Waste Management* (2018), 74, 16–33. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.052>
- Jung, Kyung Won, Min Jin Hwang, Yeo Myeong Yun, Min Jung Cha, & Kyu Hong Ahn. (2014). Development of a novel electric field-assisted modified hydrodynamic cavitation system for disintegration of waste activated sludge. *Ultrasonics Sonochemistry* (2014), 21(5), 1635–1640. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.04.008>
- Kanakaraju, Devagi, Beverley D. Glass, & Michael Oelgemöller. (2018). Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. *Journal of Environmental Management* (2018), 219, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
- Kiss Köfalusi, Gábor, & Guillermo Encarnación Aguilar. (2006). LOS PRODUCTOS Y LOS IMPACTOS DE LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LOS SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL. *Gaceta Ecológica* (2006), 79, 39–51. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53907903>
- Klančar, Anita, Jurij Trontelj, Albin Kristl, Andrej Meglič, ... Robert Roškar. (2016). An advanced oxidation process for wastewater treatment to reduce the ecological burden from pharmacotherapy and the agricultural use of pesticides. *Ecological Engineering* (2016), 97, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.09.010>
- Ko, Jae Hac, Mingying Li, Fan Yang, & Qiyong Xu. (2015). Impact of MSW compression on methane generation in decelerated methanogenic phase. *Bioresource Technology* (2015), 192, 540–546. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.025>
- Kulikowska, Dorota, & Ewa Klimiuk. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* (2008), 99(13), 5981–5985.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.015>

- Kumar, Atul, & S. R. Samadder. (2017). A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management* (2017), 69, 407–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>
- Kurniawan, Tonni Agustiono, Wai Hung Lo, & Gilbert Y S Chan. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* (2006), 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Liu, Ze hua, Yoshinori Kanjo, & Satoshi Mizutani. (2009). Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment - physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: A review. *Science of the Total Environment* (2009), 407(2), 731–748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.039>
- Lizarazo Becerra, Jenny Milena, & Martha Isabel Orjuela Gutiérrez. (2013). *SISTEMAS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN COLOMBIA* (2013). Universidad Nacional de Colombia.
- Londoño Carvajal, Adela, Gloria Inés Giraldo Gómez, & Ádamo Alexánder Gutierrez Gallego. (2010). *Métodos analíticos para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua*. (E. B. Ltda, Ed.) (2010) (1a ed.). Manizales: Universidad Nacional de Colombia sede Manizales.
- Londoño Carvajal, Adela, Jorge Eliécer Marín Arias, Nelson de Jesús Gonzáles Hoyos, & Olga Lucía Ocampo López. (2014). *Estimación de la producción de lixiviados en rellenos sanitarios* (2014) (Primera Ed). Manizales: Universidad Nacional de Colombia sede Manizales.
- López Vásquez, Rafael Eduardo. (2017). *EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO FOTOCATALÍTICO DE LIXIVIADOS GENERADOS EN EL PROCESAMIENTO DE LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE SACRIFICIO DE AVES* (2017). Universidad de Caldas.

- Machnicka, A., K. Grubel, & J. Suschka. (2009). The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge. *Water SA* (2009), 35(1), 129–132. <https://doi.org/10.4314/wsa.v35i1>. CITATIONS
- Mali Sandip, T., C. Khare Kanchan, & H. Biradar Ashok. (2012). Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology* (2012), 110, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.027>
- Méndez Novelo, Roger Iván, José Alfredo Pietrogiovanna Bronca, Beatriz Santos Ocampo, María Rosa Sauri Riancho, ... Elba René Castillo Boges. (2010). REACTIVO FENTON EN UN TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS POR ... *Revista Ambiental Internacional* (2010). Recuperado a partir de https://www.researchgate.net/publication/47297226_DETERMINACION_DE_LA_DOSIS_OPTIMA_DE_REACTIVO_FENTON_EN_UN_TRATAMIENTO_DE_LIXIVIADOS_POR_FENTON-ADSORCION?enrichId=rgreq-10861155314975973f307888918e9370-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzQ3Mjk3MjI2O0FTOjE5MzE
- Mendoza Salgado, Patricia, & Valentina López Trujillo. (2004). *Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario la esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en filtro anaerobio piloto de flujo ascendente* (2004). Universidad Nacional de Colombia. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- MERCK. Método DQO (2011). Recuperado a partir de www.merck-chemicals.com/photometry
- Miklos, David B., Christian Remy, Martin Jekel, Karl G. Linden, ... Uwe Hübner. (2018). Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Research* (2018), 139, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Resolución 2086 de 2010 (2010). Recuperado a partir de

http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyserviciosEcosistemicos/pdf/Regimen-Sancionatorio-Ambiental/res_2086_251010.pdf

Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. (2012). *DIAGNÓSTICO NACIONAL DE SALUD AMBIENTAL* (2012). Bogotá. Recuperado a partir de [https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/INEC/IGUB/Diagnostico de salud Ambiental compilado.pdf](https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/INEC/IGUB/Diagnostico%20de%20salud%20Ambiental%20compilado.pdf)

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BASICO RAS-2000, TÍTULO E (2000). Colombia: Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. Recuperado a partir de http://cra.gov.co/apc-aa-files/37383832666265633962316339623934/7._Tratamiento_de_aguas_residuales.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631. *17 De Marzo* (2015). Recuperado a partir de http://www.fenavi.org/images/stories/estadisticas/article/3167/Resolucion_0631_17_marzo_2015.pdf

Ministerio de Desarrollo Económico. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento Basico RAS- 2000 Título F (2000). Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico.

Montoya Alvarez, Luisa Fernanda, & Alexandra Ospina Gil. (2013). *EVALUACION DE LA TRATABILIDAD DE LA MEZCLA DE AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DEL SECTOR MALTERIA EN MANIZALES* (2013). Universidad Tecnologica de Pereira. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Montusiewicz, Agnieszka, Marta Bis, Sylwia Pasieczna-Patkowska, & Dariusz Majerek. (2018). Mature landfill leachate utilization using a cost-effective hybrid method. *Waste Management* (2018), 76, 652–662. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.012>

Moody, Chris M., & Timothy G. Townsend. (2017). A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management* (2017), 63, 267–274.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.020>

Morales, Claudia Johana. (2007). *Estudio para la remoción de metales pesados en los lixiviados de rellenos sanitarios* (2007). Universidad Nacional de Colombia.

Moya, Diego, Clay Aldás, Germánico López, & Prasad Kaparaju. (2017). Municipal solid waste as a valuable renewable energy resource: A worldwide opportunity of energy recovery by using Waste-To-Energy Technologies. *Energy Procedia* (2017), 134, 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.618>

Naveen, B. P., Durga Madhab Mahapatra, T. G. Sitharam, P. V. Sivapullaiah, & T. V. Ramachandra. (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution* (2017), 220, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>

Neczaj, Ewa, Małgorzata Kacprzak, Joanna Lach, & Ewa Okoniewska. (2007). Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. *Desalination* (2007), 204(1-3 SPEC. ISS.), 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.033>

Noyola, Adalberto, Juan Morgan, & Leonor Guereca. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales* (2013). México. Recuperado a partir de <https://www.globalmethane.org/documents/Seleccion-de-Tecnologias-para-el-Tratamiento-de-Aguas-Residuales-Municipales.pdf>

Núñez Recio, Luis Alberto. (2011). Aplicación de un sistema de filtración cavitación centrífuga tangencial (FCCT) al tratamiento de aguas residuales de matadero. *Tecnología del agua* (2011), 335(211/8173), 36–41.

Ocampo Barrero, María Fanny, Adela Londoño Carvajal, Gloria Inés Giraldo Gómez, & Sanabria González Nancy Rocío. (2016). Coeficientes de partición de mercurio en lixiviados del relleno sanitario la Esmeralda. *Universidad Militar Nueva Granada* (2016), 56–65.

Olivero-Verbel, Jesús, Carlos Padilla-Bottet, & Orlando De la Rosa. (2008). Relationships

- between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2008), 70(2), 294–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.05.016>
- OPS. (2010). Informe de la evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos de America Latina y el Caribe. *Vasa* (2010), 164. <https://doi.org/IDB-MG-115>
- Pacheco, Sebastián. (2016). Construcción y evaluación de un digestor anaerobio para la producción de biogás a partir de residuos de alimentos y poda a escala banco (2016), 85.
- Patil, Pankaj N., & Parag R. Gogate. (2012). Degradation of methyl parathion using hydrodynamic cavitation: Effect of operating parameters and intensification using additives. *Separation and Purification Technology* (2012), 95, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.019>
- Paździor, Katarzyna, Lucyna Bilińska, & Stanisław Ledakowicz. (2018). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal* (2018), (xxxx). <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.12.057>
- Peng, Yao. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry* (2017), 10, S2567–S2574. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>
- Perea Romero, Luz Virlenice. (2015). *Evaluación de un reactor de cavitación hidrodinamica a escala de laboratorio para la remoción de carbono orgánico total presente en los lixiviados generados en el relleno sanitario Doña Juana. Universidad Libre* (2015). Universidad Libre. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Petkovšek, Martin, Matej Mlakar, Marjetka Levstek, Marjeta Stražar, ... Matevž Dular. (2015). A novel rotation generator of hydrodynamic cavitation for waste-activated sludge disintegration. *Ultrasonics Sonochemistry* (2015), 26, 408–414. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.01.006>

- Pey Clemente, Jaime. (2008). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada (Fotocatálisis solar) para el tratamiento y reutilización de efluentes textiles* (2008). Universidad Politénica de Valencia. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/2241>
- Qin, Zongyi, & Habib Alehossein. (2015). Heat transfer during cavitation bubble collapse. *Applied Thermal Engineering* (2015), 105, 1067–1075. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2016.01.049>
- Quiroz Duarte, Diego Felipe. (2015). *Determinantes de la generación de residuos sólidos domiciliarios en quince municipios del departamento de Caldas: un estudio de caso 2007 – 2013* (2015). Universidad de La Salle. Recuperado a partir de http://repository.lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/18149/10091026_2015.pdf?sequence=1
- Rafizul, Islam M., & Muhammed Alamgir. (2012). Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied. *Waste Management* (2012), 32(11), 2080–2095. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.020>
- Renou, S., J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, & P. Moulin. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* (2008), 150(3), 468–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Reynolds, Kelly A. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica Identificación del Problema. *De La LLave* (2002). Recuperado a partir de http://cidta.usal.es/residuales/libros/documentos_nuevos/DeLaLaveSepOct02.pdf
- Rivera, Johnatan Ramos. (2011). *Geotecnia de rellenos sanitarios* (2011). <https://doi.org/10.13140/2.1.4040.5121>
- Rodríguez Fernández-Alba, Antonio, Pedro Letón García, Roberto Rosal García, Miriam Dorado Valiño, ... Juana M. Sanz García. (2006). Tratamientos Avanzados De Aguas Residuales Industriales. *Citme* (2006), 137. <https://doi.org/M-30985-2006>
- Sáez, Alejandrina., & Joheni A. Urdaneta. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia Año* (2014), 20(3), 121–135.

- Saharan, Virendra Kumar, Manav A. Rizwani, Aqeel A. Malani, & Aniruddha B. Pandit. (2013). Effect of geometry of hydrodynamically cavitating device on degradation of orange-G. *Ultrasonics Sonochemistry* (2013), 20(1), 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2012.08.011>
- Salgot, Miquel, Montserrat Folch, & Soil Science Unit. (2018). Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science & Health* (2018), 2, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.005>
- Sanz, Belén, Lucy Wartenberg, Olga Lucía Acosta, Fernando Herrera Araújo, ... Ana Teresa Bernal. (2016). *Objetivos de desarrollo sostenible, Colombia. Herramientas de aproximación al contexto local* (2016). PUND. Recuperado a partir de <http://www.co.undp.org/content/dam/colombia/docs/ODM/undp-co-ODSColombiaVSWWS-2016.pdf>
- Sanz, Josu, José Ignacio Lombraña, & Ana De Luis. (2013). Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. *Afinidad LXX* (2013), 25–33.
- Šarc, Andrej, Tadej Stepišnik-perdih, Martin Petkovšek, & Matevž Dular. (2016). The issue of cavitation number value in studies of water treatment by. *Ultrasonics Sonochemistry* (2016), 34, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.020>
- Sivakumar, Manickam, & Aniruddha B. Pandit. (2002). Wastewater treatment: A novel energy efficient hydrodynamic cavitational technique. *Ultrasonics Sonochemistry* (2002), 9(3), 123–131. [https://doi.org/10.1016/S1350-4177\(01\)00122-5](https://doi.org/10.1016/S1350-4177(01)00122-5)
- Song, Qingbin, Jinhui Li, & Xianlai Zeng. (2015). Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy. *Journal of Cleaner Production* (2015), 104, 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.027>
- Sreedhar, B. K., S. K. Albert, & A. B. Pandit. (2017). Cavitation damage: Theory and measurements – A review. *Wear* (2017), 372–373, 177–196. <https://doi.org/10.1016/j.wear.2016.12.009>

- Suárez García, Edgar, & Santiago Alonso Cardona Gallo. (2013). Nitrogen Removal From Landfill Leachate Using a Sequential Biological Passive System. *Dyna-Colombia* (2013), 80, 37–43.
- Superintendencia de Servicios Públicos domiciliarios. (2013). *Informe Técnico Sobre Sistemas De Tratamiento De Aguas Residuales En Colombia. Línea Base 2010* (2013). Imprenta Nacional de Colombia.
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2016). Informe Nacional de Aprovechamiento 2016 (2016), 72.
- Taborda, Wilson Alejandro Largo, & Milton Hernando Rosero Moreano. (2016). Determinación de compuestos fenólicos mediante microextracción con solvent bar usando HPLC-UV en muestras de aguas residuales contaminadas con vinazas. *Scientia Chromatographica* (2016), 8(2), 121–127. <https://doi.org/10.4322/sc.2016.023>
- UNESCO. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas Residuales. El recurso desaprovechado* (2017). Recuperado a partir de <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002476/247647s.pdf>
- Urkiaga Guinea, A., L. Gómez Resa, M. Gutiérrez Ruiz, & L. y de las Fuentes Intxausti. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada al tratamiento de efluentes de diferentes sectores industriales (2005), 18. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Vallejo Ocampo, Uver Andersy. (2016). *ANÁLISIS DEL IMPACTO SOCIAL Y AMBIENTAL DE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL MUNICIPIO DE AGUAS, CALDAS* (2016). Universidad de Manizales. Recuperado a partir de [http://ridum.umanizales.edu.co:8080/jspui/bitstream/6789/2863/1/ANÁLISIS DEL IMPACTO SOCIAL Y AMBIENTAL DE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL MUNICIPIO DE AGUAS, CALDAS.pdf](http://ridum.umanizales.edu.co:8080/jspui/bitstream/6789/2863/1/ANÁLISIS%20DEL%20IMPACTO%20SOCIAL%20Y%20AMBIENTAL%20DE%20LA%20GESTIÓN%20INTEGRAL%20DE%20RESIDUOS%20SÓLIDOS%20EN%20EL%20MUNICIPIO%20DE%20AGUAS%20CALDAS.pdf)
- Vidaller, Carlos Martín. (2015). *Diseño y construcción de una instalación experimental para ensayos de cavitación hidrodinámica* (2015). Universidad Zaragoza.

- Xu, Q., G. Siracusa, S. Di Gregorio, & Q. Yuan. (2018). COD removal from biologically stabilized landfill leachate using Advanced Oxidation Processes (AOPs). *Process Safety and Environmental Protection* (2018), 120, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.09.014>
- Yi, Chunhai, Qianqian Lu, Yun Wang, Yixuan Wang, & Bolun Yang. (2018). Degradation of organic wastewater by hydrodynamic cavitation combined with acoustic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry* (2018), 43(28), 156–165. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.01.013>
- Zapata Restrepo, Natalia, Martha Liliana Hernández Galvis, & Edward Francisco Oliveros Montes. (2013). *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES* (2013). Recuperado a partir de http://www.institutodeestudiosurbanos.info/dmdocuments/cendocieu/coleccion_digital/Agua_Servicio_Publico/Tratamiento_Aguas_Residuales-Zapata_N.pdf
- Zarate, Carlos, Jaime Palacio-Baena, & Luís Diego Vélez-Gómez. (2010). *Metodología para el Cálculo de Multas por Infracción a la Normativa Ambiental: Manual conceptual y procedimental* (2010). Recuperado a partir de http://www.anla.gov.co/documentos/tramites_servicios/Metodología-cálculo-multas-por-infracción-a-la-normativa-ambiental.pdf
- Zhan, Liang Tong, Hui Xu, Yun Min Chen, Ji Wu Lan, ... Pin Jing He. (2017). Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: Liquid-gas interactions observed from a large-scale experiment. *Waste Management* (2017), 68, 307–318. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.023>
- Zolfaghari, Mehdi, Karama Jardak, Patrick Drogui, Satinder Kaur Brar, ... Rino Dubé. (2016). Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management* (2016), 184, 318–326. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.010>